

Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia



ÍNDICE DE CONTIDOS

1. Introducción, obxecto e área de estudo	4
2. Metodoloxía	9
3. Resultados.....	28
4. Conclusións.....	79
5. Referencias.....	81

Anexo I. Características dos mostreados

Anexo II. Correlación espacial das variables dos modelos axustados

Anexo III. Escolma fotográfica dos tramos mostreados

Anexo IV. Escolma fotográfica dos excrementos de *Galemys pyrenaicus* atopados

Anexo V. Probabilidade de presenza de *G. pyrenaicus* segundo os modelos univariantes axustados

Anexo VI. Representación espacial dos resultados dos modelos de distribución potencial de *G. pyrenaicus*

Anexo VII. Resultados do modelo 2 de distribución potencial de *G. pyrenaicus*

Anexo VIII. Resultados do modelo 3 de distribución potencial de *G. pyrenaicus*

Anexo IX. Valores das variables seleccionadas nos puntos de mostraxe de *G. pyrenaicus*

Anexo X. Probabilidade de presenza de *Neovison vison* segundo os modelos univariantes axustados

Anexo XI. Valores nos puntos de mostraxe das variables seleccionadas no modelo de distribución potencial de *Neovison vison*

Anexo XII. Escolma fotográfica dos principais impactos identificados

Anexo XIII. Cartografía

Data:

Outubro 2020

Contrato:

Estudo que avalíe a presenza e propoña medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia, no marco do proxecto Fronteira Esquecida Limia-Lima, seleccionado polo Programa de Cooperación Interreg V-A España-Portugal (POCTEP) 2014-2020 e cofinanciado nun 75% polo fondo europeo de desenvolvemento rexional (FEDER).

Dirección técnica:

Antonio Rodríguez Fernández, xefe de Servizo de Parques Naturais da Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Vivenda.

Consultora:

ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L.

Velázquez Moreno 9, of. 305 Vigo. Tel 986 221978 www.arcea.net.

Redacción e traballo de campo:

Francisco Arcos Fernández, Biólogo, colexiado 15731-X.

Rafael Salvadores Ramos, Biólogo, colexiado 14540-X.

Asistencia en campo:

Daniel Araujo López.

Agradecementos:

Ao persoal do Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés pola súa axuda e colaboración, e en especial a Luís Antonio Rubiños Martínez, capataz no Parque Natural.

1. Introducción, obxecto e área de estudo

1.1. Introducción

A toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) é un mamífero semiacuático endémico da península Ibérica e os Pirineos, ligado a cursos fluviais de diversa entidade e características, cunha distribución máis ou menos fragmentada, non completamente coñecida e con evidencias de recentes regresións e mesmo episodios de extinción local (Charbonnel *et al.*, 2016; Nores, 2017; Quaglietta *et al.*, 2018).

A grandes trazos, as características básicas do hábitat da toupa de auga estableceunas Peyre (1956), quen relaciona a esta especie con “ríos troiteiros”. Este autor sinala que os principais factores que determinan a idoneidade dun tramo fluvial para a especie serían augas oxigenadas, de corrente rápida e temperaturas frescas, con poboacións importantes de invertebrados acuáticos e a existencia de abrigos naturais nas marxes do curso de auga. Con todo, Castién & Gosálbez (1992) e Queiroz *et al.* (1998) amplían a presenza da toupa de auga a algúns tramos fluviais da zona dos ciprínidos, con menor corrente e augas menos frescas, e Quaresma (1995) detéctao incluso nalgúns cursos de augas temporais.

A estratexia para a conservación da toupa de auga en España (Gobierno de España, 2014), sinala como as principais ameazas para a especie as que se especifican a continuación. Englobadas dentro do epígrafe perda ou degradación de hábitat: 1) creación de barreiras artificiais, 2) detracción de caudais, 3) deterioro do leito fluvial (entre outros, por vertidos, colmatación por cinzas arrastradas polas chuvias tras lumes forestais, extraccións de áridos ou canalizacións), 4) contaminación da auga, 5) perda ou degradación da vexetación de ribeira e 6) obras públicas de diverso tipo. A estratexia tamén sinala as alteracións climáticas e secas; a depredación por especies exóticas invasoras (ao menos visón americano -*Neovison vison*- e mapache -*Procyon lotor*-); e a mortalidade accidental, non natural, en infraestruturas hidráulicas e como resultado de actividades de pesca ilegal utilizando lixivia, cal viva e/ou produtos similares, así como artes de pesca de enmalle (trasmallos).

Charbonnel *et al.* (2016) determinaron que as variables hidrolóxicas e climáticas son as que máis inflúen á hora de explicar a distribución da especie nos Pirineos franceses. Ademais, sinalan unha forte contracción do seu rango nos últimos 25 anos, e suxiren a existencia de

factores descoñecidos que estarían a interactuar co clima, a hidroloxía e os cambios de uso do chan, entre os que poderían estar a depredación exercida polo visón americano. Finalmente destacan os efectos nocivos que no futuro exercerán os cambios no clima e na hidroloxía derivados do quentamento global, que afectarán ao seu estado de conservación.

Quaglietta *et al.* (2018) analizaron os cambios na distribución da toupa de auga en dúas bacías do nordeste de Portugal. En 1993-96 a especie foi detectada no 85,1% dos puntos de mostraxe, e a súa presenza relacionouse positivamente coa orde do curso fluvial e a pendente. En 2014-2015, as toupas de auga só se localizaron no 31,1% dos sitios, e a súa presenza relacionouse positivamente cos sitios de maior pendente ($>10^\circ$), e negativamente coa orde do curso fluvial e a temperatura máxima do mes máis cálido. Cuantificaron unha taxa de extinción do 63,5% entre ambos períodos, e determinaron que a probabilidade de extinción incrementouse coa orde do curso fluvial e descendeu coa inclinación da pendente. A especie desapareceu dos cursos principais e dos seus tributarios máis importantes, permanecendo nas cabeceiras das bacías e nas áreas máis montañosas.

No que respecta á presenza de toupa de auga nos excrementos de visón americano e lontra, os estudos desenvolvidos até a data en Galicia, recollidos e sintetizados en Romero (2015), sinalan unha frecuencia media de aparición do 1,5% en visón americano, e do 3,7% en lontra. Con todo, Romero (2015) documenta unha latrina de visón americano no río Asneiro, na bacía do río Ulla, onde o 26% dos excrementos colectados contiñan restos de toupa de auga. Ademais, os restos dun mesmo individuo poden aparecer en varios excrementos (Romero, 2012). E en Romero (2010) recoñécense as limitacións do método para inferir a área de distribución da toupa de auga, onde se sinala que non se pode concluír que a toupa de auga sexa escasa ou inexistente naqueles ríos onde non se atopen restos nos excrementos de lontra e visón americano, e que a porcentaxe de aparición nos excrementos non é proporcional á abundancia de *Galemys pyrenaicus* no medio.

Sobre a presenza da toupa de auga na área de estudo do presente Servizo, o atlas dos vertebrados terrestres reprodutores no Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés e ZEPVN-LIC Baixa Limia (Domínguez *et al.*, 2012), non recolle ningunha cita da especie, aínda que aparentemente a toupa de auga non foi mostreada. Ademais, Queiroz *et al.* (1995) sinalan para Portugal a presenza da especie en todos os cadros UTM de 10 x 10 km lindantes co

Parque Natural, aínda que non se coñecen nestas áreas datos posteriores ao ano 2000 (Bencatel *et al.*, 2017).

No que respecta a traballos vinculados á redacción do plan de conservación da especie en Galicia (González & Alonso, 2009), caracterizáronse na bacía do río Limia diferentes tramos en 17 cursos fluviais, 15 dos cales ocupaban lonxitudes variables dentro dos límites do Parque Natural, en concreto os ríos Agro (1 punto de mostraxe), Cabaleiro (3), Cadós (1), Caldo (2), Castro Laboreiro (1), Folón (1), Fragoso (1), Infesta (1), Lobios (1), Mao (1), Montaña (1), Pacín (1), Porto (1), Salgueiro (1) e Vilameá (1). A súa localización xeográfica pódese consultar no Mapa 2. Como se pode comprobar, ningún destes puntos localízase nas beiras do encoro de Lindoso ou en áreas inmediatas. Buscáronse excrementos nos ríos Cabaleiro, Caldo, Lobios e Salas, e instaláronse nasas para captura en vivo nos ríos Pacín e Vilameá, con resultado negativo en tódolos casos. Con todo, en González & Alonso (2010) recóllese unha cita da especie no río Pacín, na localidade de O Casal (Mapa 2), correspondente ao ano 1974 (exemplar conservado na colección da Estación Biolóxica de Doñana).

Sobre o estado de conservación do hábitat, no documento técnico de base para o desenvolvemento do plan de conservación da toupa de auga en Galicia (González & Alonso, 2009), destácase o impacto exercido polo aproveitamento hidroeléctrico na bacía do río Limia, que tería fragmentado o hábitat da especie e destruído o hábitat fluvial dos tramos medios e altos dalgúns afluentes. Conclúen os autores deste documento que a dispoñibilidade de hábitat favorable para a toupa de auga nesta bacía é moi baixa.

Para mostrear a presenza de *Galemys pyrenaicus* nun determinado tramo fluvial cabería aplicar catro metodoloxías diferentes: 1) realización de entrevistas a veciños e pescadores (Nores *et al.*, 1992), 2) localización de restos da especie en excrementos de depredadores, en especial lontra e visón americano (p.ex. Romero, 2015), 3) detección de excrementos da especie (p.ex. Aymerich *et al.*, 2001), e 4) trampeo con nasas para a captura directa de exemplares (p.ex. Melero *et al.*, 2012; ARCEA, 2015 e 2016). Tanto as entrevistas a veciños e pescadores como a detección en excrementos de depredadores presentan importantes sesgos, xa que dependen en gran medida da existencia dun número suficiente de persoas que coñezan á especie e poidan achegar información sobre a mesma, ou un número suficiente de depredadores ben distribuídos que preden sobre as toupas de auga alí onde

estean, tendo en consideración ademais que estas, en ningún caso, constitúen o seu alimento principal. Con todo, ambos métodos poden ser un complemento a outras metodoloxías máis eficientes. Ademais, en lugares onde a toupa de auga é moi escasa, son métodos moi pouco eficaces.

A metodoloxía máis estendida é a da procura de excrementos, xa que é un método económico que permite cubrir extensas áreas de territorio en curtos períodos de tempo. A relación custo-beneficio é moi favorable. Con todo, o método presenta algúns limitantes, que en ningún caso o invalidan (Aymerich & Gosálvez, 2014). Así, o método require dunha selección previa de tramos axeitados a prospectar que dispoñan dun número mínimo de soportes onde buscar os excrementos. É posible ademais a confusión de certos excrementos non típicos de toupa de auga cos de certos excrementos non típicos de murgaños (*Neomys* spp.). Esta incerteza solvéntase continuando a busca até atopar un excremento típico, ou a través da confirmación en laboratorio, ben a través da localización de pelos da especie ou de análises xenéticas, métodos en ningún caso infalibles se a mostra non é fresca ou simplemente non contén pelos. Aymerich & Gosálvez (2014) cuantifican erros de identificación de excrementos do 0,6% nos Pirineos, e Queiroz *et al.* (1998) do 8% en Portugal, considerados como baixos e perfectamente aceptables (Aymerich & Gosálvez, 2014).

A busca de excrementos de toupa de auga é o método máis empregado en todo o seu rango para documentar cambios na súa distribución (Bertrand 1993 e 1994; Queiroz *et al.*, 1998; Aymerich *et al.*, 2012; Fernández-González *et al.*, 2014; Charbonnel *et al.*, 2016; Quaglietta *et al.*, 2018). Ademais, naqueles tramos fluviais onde os lugares para que a toupa de auga deposite os seus excrementos son escasos ou inexistentes, pódense instalar estruturas artificiais nas que se fomenta a súa deposición, facilitando así a súa localización (González-Esteban *et al.*, 2018).

O trampeo con nasas é tamén un método moi eficaz, pero require duns esforzos moito máis elevados que a procura de excrementos. No ámbito do proxecto Life Margal-Ulla, desenvolvido entre a Universidade de Santiago de Compostela e a Dirección Xeral de Conservación da Natureza da Xunta de Galicia entre os anos 2010 e 2015, o método de localización de excrementos foi considerablemente máis eficaz que o da procura de restos en excrementos de lontra e visión americano (Romero, 2012; Biosfera, 2013). As nasas de intercepción deron igualmente uns resultados moi bos na bacía do río Riobó, tamén dentro de

traballos desenvolvidos vinculados ao sinalado proxecto Life (ARCEA, 2015 & 2016). O baixo éxito de capturas con nasas no ámbito dos traballos de campo para a redacción do plan de conservación da especie en Galicia (González & Alonso, 2009), e do Life Margal Ulla (González & Alonso, 2012), radica na utilización de trampas inaxeitadas, xa que é imprescindible a existencia de orellas que cubran a totalidade do cauce e que canalicen ás toupas de auga ao interior da trampa, cousa que non se fixo nestas mostraxes.

No que respecta á estima de tamaños de poboación da toupa de auga, a metodoloxía requirida precisa de mostraxes intensivas do tipo captura/marcaxe/recaptura (CMR), a través do trampeo con nasas (Nores *et al.*, 1998; Melero *et al.*, 2012; ARCEA, 2015 & 2016) e o axuste de modelos CMR para poboacións abertas e/ou pechadas, que permitan obter a estima de efectivos correspondente (p.ex. Mills, 2007).

1.2. Obxecto da contratación

Segundo se recolle na memoria e condicións técnicas do Servizo, a licitación ten por obxecto a realización dun estudo que avalíe a presenza e o estado de conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na parte da bacía do río Limia contida dentro dos límites do Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés, con dúas liñas de actuación: Na primeira “estudaranse as poboacións e propoñeranse medidas encamiñadas á mellora do estado de conservación da especie” e na segunda “actuarase directamente para eliminar ou reducir as presións e ameazas que poñen en perigo ás poboacións de toupas de auga”.

1.3. Área de estudo

Os traballos propostos desenvolvéronse na metade oeste da bacía do río Limia, parte dos mesmos dentro dos límites do Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés, con superficies contidas nos concellos de Entrimo, Lobios, Muíños, Bande, Calvos de Randín e Lobeira (Mapas 1 e 2). No Mapa 2 recóllense as sub-bacías mencionadas no texto.

2. Metodoloxía

2.1 Avaliación do tamaño das poboacións de *Galemys pyrenaicus* na bacía do río Limia

A metodoloxía empregada para determinar a área de distribución da toupa de auga na área de estudo foi a busca dos seus excrementos en diferentes tramos fluviais e, como complemento, a localización de restos en excrementos de lontra, visón americano e mapache.

Como xa se sinalou na introdución da presente memoria, a busca de excrementos é o método máis utilizado para a determinación das áreas de distribución da especie e os seus cambios ao longo do seu rango (Portugal, España e Francia), xa que permite a obtención de coberturas espaciais elevadas a un custo razoable.

Os excrementos de *Galemys pyrenaicus* son bastante característicos, xa que presentan tacto oleoso, con restos quitinosos que lembran a area, cheiro almizclado (similar ao dun excremento de lontra, ou a marisco, segundo apreciacións de diversos autores), e frecuentemente aspecto de nódulos máis ou menos apelmazados (ver Figura 1); un observador con experiencia pode discernilos con bastante seguridade dos excrementos dos murgaños (*Neomys* spp.), e tamén dos excrementos lavados de aves como a lavandeira amarela (*Motacilla cinerea*) e o merlo rieiro (*Cinclus cinclus*).



Figura 1. Excremento de toupa de auga depositado durante a manipulación dun exemplar capturado nunha localidade fóra do ámbito do presente Servizo, en comparación cunha moeda de 1 euro.

Para mellorar a cobertura de mostraxe e incrementar a posibilidade de detectar á especie na bacía do Limia, mostreáronse entre o 11/08 e o 04/11/2020 as localizacións recollidas no Mapa 3, e listadas no Anexo I, un total de 67 tramos de mostraxe.

Tendo como obxectivo principal a determinación da distribución da especie na área de estudo, o esforzo de mostraxe distribuíuse en cadros de 2 km de lado. En cada cuadrícula favorable revisouse ao menos un tramo de 250 m de lonxitude máxima de cauce, no que se realizou unha busca exhaustiva de excrementos de toupa de auga, seguindo a metodoloxía establecida noutros traballos (p.ex. Nores *et al.*, 1992; Bertrand 1993; Queiroz *et al.*, 1998; Aymerich *et al.*, 2001; Fernández-González *et al.*, 2014), e de lontra, visón americano e mapache. Utilizouse lanterna e prestóuselle especial atención á busca dentro de cavidades entre rochas e raíces. A mostraxe en cada tramo detívose no momento en que se atoparon ao menos dous excrementos que se consideraron inequivocamente pertencentes á toupa de auga.

A lonxitude de mostraxe é suficiente para detectar á especie, xa que con percorridos de 100 m, acádanse probabilidades de detección do 90% (Queiroz *et al.*, 1998; Aymerich & Gosálvez, 2014; Biosfera, 2013). Os casos nos que é necesario percorrer máis de 200 m para detectar o primeiro excremento son raros, e en xeral semellan atribuíbles a densidades moi baixas ou a condicións de prospección desfavorables (Aymerich & Gosálvez, 2014). Con todo, un resultado negativo nun tramo non implica que a toupa de auga estea ausente dun determinado río, xa que a distribución e densidade semellan ser descontinuas a escala local, tanto espacial como temporalmente.

Non se efectuaron buscas en períodos nos que se rexistraron fortes precipitacións ou modificacións importantes de caudal, que lavarían os excrementos acumulados, a efectos de reducir a probabilidade de rexistro de falsos negativos. As identificacións dos excrementos de toupa de auga baseáronse no olor, cor, textura e lugar de deposición (Queiroz *et al.*, 1998; Arcea, observacións propias), e na comparación coas características dos excrementos depositados por exemplares da especie capturados no curso doutros traballos desenvolvidos por ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L.. Naqueles tramos que semellaron ser propicios pero que dispuñan dun número reducido de lugares axeitados para que a toupa de auga depositara os seus excrementos, creáronse estes lugares artificialmente, seguindo as recomendacións de González-Esteban *et al.* (2018).

A elección final dos tramos de mostraxe en cada cadro obedeceu principalmente a criterios de accesibilidade e, excepcionalmente, a criterios de aparente favorabilidade de hábitat, descartando a priori aquelas áreas máis degradadas, contaminadas ou alteradas (atravesando en todos os casos núcleos urbanos).

Todos os excrementos localizados foron xeorreferenciados e recollidos, para a súa posterior análise en laboratorio. Con axuda dunha lupa binocular e dun microscopio binocular Bresser, cada un dos excrementos foi revisado detidamente na procura de pelos de toupa de auga. As características dos pelos colectados foron comparadas coas dunha colección propia de pelos de toupa de auga.

Todos os datos recollidos foron envorcados nun proxecto SIX, para a confección dos mapas pertinentes e análises espaciais requiridos polo Servizo.

2.2. Descrición do perfil de hábitat tipo elixido por *Galemys pyrenaicus* dentro da bacía do río Limia

Para a descrición do perfil de hábitat elixido pola toupa de auga na área de estudo, estimouse axeitado confeccionar un mapa de adecuación de hábitat utilizando os datos das mostraxes nos tramos de 250 m de cursos fluviais seleccionados.

González & Alonso (2010) atopan que as variables temperatura máxima do mes máis cálido (BIO 5), pendente, isothermalidade (BIO 3; índice de variabilidade da temperatura = rango diario de temperaturas / rango anual de temperaturas *100), precipitación do verán (BIO 18) e a temperatura media do verán (BIO 10), teñen capacidade preditora para delimitar as áreas favorables para a presenza de *Galemys pyrenaicus* en Galicia.

Charbonnel *et al.* (2016), utilizando datos de presenza/ausencia, axustaron diversos modelos para determinar a distribución potencial da toupa de auga nos Pirineos franceses e a súa variación ao longo do tempo. Estes autores utilizaron as seguintes variables: 1) temperatura atmosférica media anual; 2) precipitación media anual; 3) porcentaxe de ocupación nunha franxa de 100 m de anchura en cada beira fluvial de bosques, áreas urbanizadas, terras agrícolas e espazo aberto con pouca ou ningunha vexetación; 4) fluxo mensual medio simulado dos cursos fluviais; 5) pendente media; 6) número de cursos tributarios augas arriba e augas abaixo da sección mostreada; 7) densidade de obstáculos ao fluxo de auga por riba do punto de mostraxe; e 8) densidade de poboación nunha franxa de 100 m de anchura en cada beira fluvial. As variables con maior peso foron a precipitación media anual, o fluxo mensual medio dos cursos e a densidade de poboación.

Quaglietta *et al.* (2018), nun estudo no que analizaron os cambios na distribución da especie no nordeste de Portugal, utilizaron as seguintes variables: 1) orden de cada curso de auga (índice de Strahler); 2) pendente do sitio (calculada en base a un modelo dixital do terreo de 25 m de resolución); 3) superficie da sub-bacía de cada curso con pendentes superiores aos 10°; 4) acumulación de fluxo (peso acumulado das celas que flúen nunha mesma dirección nun ráster de 25 m de resolución); 5) distancia ao punto de nacemento do curso; 6) temperatura máxima do mes máis cálido (extraída de WorldClim para o período (~1950–2000)). Determinaron que as variables de maior relevancia son a superficie con pendentes superiores aos 10°, cunha influencia positiva, e a orde do curso fluvial e a temperatura

máxima do mes máis cálido, ambas relacionadas coa hidroloxía e exercendo unha influencia negativa.

Para confeccionar o mapa de adecuación de hábitat na área de estudo, axustouse un modelo de máxima entropía, para o que se exploraron as variables con carga explicativa que se especifican a continuación e se sintetizan na Táboa 1.

Variables abióticas

Temperatura media anual (Bio 1)

Isotermalidade (Bio3)

$$\text{Bio3} = \text{Bio2}/\text{Bio7}$$

Bio2 = Rango medio diúrno (media mensual de temperatura máxima – temperatura mínima)

Bio7 = Rango anual de temperatura (Bio5 – Bio6)

Bio5 = temperatura máxima do mes máis cálido

Bio6 = temperatura mínima do mes máis frío

Temperatura máxima do mes máis cálido (Bio5)

Temperatura media da cuarta parte do ano máis seca (Bio9)

Temperatura media da cuarta parte do ano máis cálida (Bio10)

Precipitación media anual (Bio12)

Precipitación do mes máis seco (Bio14)

Precipitación da cuarta parte do ano máis cálida (Bio18)

Todos estes datos climáticos foron extraídos de WorldClim (Fick & Hijmans, 2017) a unha resolución de 1 km, para o período ~1950–2000. Os datos utilizados no proceso de modelización son o resultado dun repixelado en cadros de 250 m de lado, e o posterior cálculo dun valor medio para os cadros contidos en cada sub-bacía de cada tramo fluvial considerado.

Altitude (altitude_mean)

Utilizouse directamente un modelo dixital do terreo (MDT) de 5 m de resolución. Calculouse un valor medio para a sub-bacía de cada tramo fluvial considerado. É un indicador indirecto do nivel de precipitacións e das temperaturas.

Superficie da sub-bacía de cada tramo fluvial (rca)

Calculouse utilizando a caixa de ferramentas STARS-toolbox de Peterson & Ver Hoef (2014), nunha contorna SIX. Dato facilitado en hectáreas. Sub-bacías de maior superficie colectarían unha maior cantidade de auga, e o tramo fluvial correspondente manteríase con auga máis tempo.

Superficie acumulada de cada sub-bacía (rca_acc)

Calculouse utilizando a caixa de ferramentas STARS-toolbox de Peterson & Ver Hoef (2014), nunha contorna SIX. Dato facilitado en hectáreas. A medida que os diferentes tramos fluviais se van unindo, increméntase a superficie de colectado de auga, e a probabilidade de que o tramo fluvial en cuestión conteña auga durante máis tempo.

Pendente do cauce de cada tramo fluvial (slope_mean)

Calculada sobre a base dun modelo dixital do terreo (MDT) de 5 m de resolución. Calculouse un valor medio para o cauce de cada tramo fluvial considerado.

Pendente de cada tramo fluvial (slope_tramo)

Diferenza de altitude entre a parte máis alta e a máis baixa de cada tramo fluvial, dividida entre a súa lonxitude, e multiplicada por 100.

Superficie de cada sub-bacía con pendentes superiores aos 10° (slope10_pctx)

Superficie de cada tramo fluvial considerado con pendentes superiores a 10°, expresada en porcentaxe con respecto á superficie total, calculadas a unha resolución de 5 m.

Distancia á desembocadura (dist_desemb)

Distancia en metros de cada pixel á desembocadura de cada tramo fluvial nalgún dos grandes encoros existentes na área de estudo (As Conchas, Lindoso e Salas).

Orde de tramo fluvial (Strahler ord)

Utilizouse o método de Strahler para asignarlle un índice a cada tramo fluvial considerado. A modo de exemplo, aos cursos de cabeceira se lles asigna o valor 1, cando dous tramos fluviais co valor 1 converxen, ao tramo fluvial resultante se lle asigna o valor 2. Cando un tramo fluvial co valor 1 converge cun tramo fluvial cun valor 2, ao tramo fluvial resultante se lle asigna o valor 2. Cando dous tramos fluviais co valor 2 converxen, ao tramo resultante se lle asigna o valor 3. E así sucesivamente.

Permeabilidade de cada sub-bacía (permeab_pctx)

Superficie en hectáreas de cada sub-bacía (expresada en porcentaxe con respecto á súa superficie total), de terreo con permeabilidade alta ou moi alta, extraída do mapa litolóxico a escala 1:50.000, obtido do centro de descargas da Xunta de Galicia.

Variables bióticas

Superficie ocupada por árbores nunha franxa de 100 m en ambas beiras de cada tramo fluvial considerado

Obtida sobre a base dunha capa de alturas de elementos superficiais a unha resolución de 1 m, descargada do servidor web da Xunta de Galicia. Esta capa filtrouse seleccionando os elementos de altura igual ou superior a 4 m, e posteriormente foi editada utilizando como base a fotografía aérea do PNOA de 2017, para eliminar os elementos correspondentes a edificacións. Expresada en porcentaxe con respecto á superficie total das dúas franxas de 100 m.

Descargouse ademais da páxina do Centro de Descargas do IGN unha capa de cobertura forestal confeccionada con escenas do satélite europeo Copernicus, a unha resolución de 20 m, correspondentes ao ano 2015. Ao comprobarse que esta capa complementaba a de confección propia, estimouse oportuno combinalas nunha única.

É un indicador da existencia de árbores na beira fluvial, que poden ser lugares axeitados para que as toupas de auga escaven os seus tobos entre as raíces.

Superficie ocupada por terras agrícolas e pasteiros nunha franxa de 100 m en ambas beiras de cada tramo fluvial considerado

Variable confeccionada sobre a base dos usos SIXPAC terras agrícolas (TA) e pasteiros (PS), e posteriormente editada sobre a base da fotografía aérea do PNOA de 2017. Expresada en porcentaxe con respecto á superficie total das dúas franxas de 100 m.

A variable pretende recoller aquelas superficies de carácter agrícola que reciben un uso máis intensivo e, a priori, menos axeitadas para a presenza das toupas de auga.

Superficie ocupada por áreas urbanizadas nunha franxa de 100 m en ambas beiras de cada tramo fluvial considerado

Variable confeccionada sobre a base dos usos SIXPAC edificacións (ED) e zona urbana (ZU), e posteriormente editada sobre a base da fotografía aérea do PNOA de 2017. Expresada en porcentaxe con respecto á superficie total das dúas franxas de 100 m.

Todas as variables sinaladas confeccionáronse coa axuda de diversas ferramentas nunha contorna SIX, e co apoio de fotografías aéreas o máis actualizadas posible (PNOA máxima actualidade), cartografía xeográfica (IGN 1:25.000), e mapa de usos SIXPAC. A rede de cursos fluviais foi confeccionada a unha escala 1:5.000, sendo facilitada pola Dirección Xeral de Patrimonio Natural.

Variable	Nomenclatura
Abióticas	
Temperatura media anual	bio1_mean
Isotermalidade	bio3_mean
Temperatura máxima do mes máis cálido	bio5_mean
Temperatura media da cuarta parte do ano máis seca	bio9_mean
Temperatura media da cuarta parte do ano máis cálida	bio10_mean
Precipitación media anual	bio12_mean
Precipitación do mes máis seco	bio14_mean
Precipitación da cuarta parte do ano máis cálida	bio18_mean
Altitude	altitude_mean
Superficie da sub-bacía de cada tramo fluvial (rca)	rca_ha
Superficie acumulada de cada sub-bacía (rca_acc)	rca_acc_bo
Pendente do cauce de cada tramo fluvial	slope_mean
Pendente de cada tramo fluvial	slope_tramo
Superficie de cada sub-bacía con pendentes superiores aos 10º	slope10_pctx
Distancia á desembocadura	dist_desemb
Orde de tramo fluvial	Strahler_ord
Permeabilidade de cada sub-bacía	permeab_pctx
Bióticas	
Árbores nunha franxa de 100 m en ambas beiras de cada tramo fluvial (%)	arb100m_pctx
Terras agrícolas e pasteiros na franxa de 100 m en ambas beiras de cada tramo fluvial (%)	taps_pctx
Áreas urbanizadas nunha franxa de 100 m en ambas beiras de cada tramo fluvial (%)	urb100m_pctx

Táboa 1. Listado de variables utilizadas nos traballos de modelización.

Proceso de modelización e de validación de resultados

O proceso de modelización consistiu no axuste dun modelo de máxima entropía, para o que se utilizou o programa MaxEnt (v.3.4.1) (Phillips *et al.*, 2006 e 2017; Phillips, 2005; Phillips & Dudik, 2008). Este tipo de modelo require só de datos de presenza do elemento de interese, e permite definir e delimitar espacialmente superficies de hábitat axeitado para as especies de interese. Adxudican unha probabilidade de presenza a cada unha das celas nas que se subdivide a área xeográfica de estudo.

Baséase na comparación da distribución dos valores de variables ambientais con carga informativa naquelas zonas nas que está presente a especie de interese, coa distribución dos valores das mesmas en toda a área de estudo. Os modelos son validados a través do método da área baixo a curva ROC (Receiver Operator Curve) (Hanley & McNeil, 1982), cuxos resultados se sintetizan no valor do estatístico AUC (Area Under the Receiver Operating Curve), considerado como o método estándar para valorar a súa precisión. O valor AUC ofrece unha única medida do rendemento do modelo (Fielding & Bell 1997), e testa se o modelo clasifica as presenzas con máis precisión que puntos seleccionados ao azar (Phillips *et al.* 2006; Pearson, 2010). O seu valor oscila entre 0 (aleatoriedade) e 1 (discriminación perfecta). Con todo, Lobo *et al.* (2008) sinalan que AUC é un índice de discriminación que representa a probabilidade de que unha presenza terá un valor de predición maior que unha ausencia (ou pseudo-ausencia), independentemente da bondade de axuste das predicións, e polo tanto non é un método de validación axeitado. Un modelo pobremente axustado pode ter unha grande capacidade de discriminación, e un modelo ben axustado tamén pode ter unha baixa capacidade de discriminación.

Utilizouse a técnica de validación cruzada (crossvalidation) para un total de 10 réplicas, o que permite obter un valor de dispersión (+/-1 desviación estándar) ao redor das estimas efectuadas. O programa elabora curvas de resposta que amosan o cambio da probabilidade de presenza fronte ao cambio de cada unha das variables utilizadas, mantendo as restantes no seu valor medio de mostraxe; e curvas de resposta utilizando exclusivamente cada unha das variables por separado. Tamén ofrece resultados de tests jackknife para os datos de axuste e de validación do modelo por separado, baseados no valor da ganancia, un estatístico que mide canto de ben unha variable ecoxeográfica diferencia localidades onde a especie está presente con respecto á totalidade da área de estudo. Os tests jackknife baséanse no

resultado do axuste dun número determinado de modelos coas variables seleccionadas; cada variable é excluída por orden, axustándose un modelo coas restantes variables; e a continuación axústase un modelo exclusivamente coa variable excluída.

O programa avalía a importancia de cada unha das variables dos modelos a través do cálculo dun valor de contribución e dun valor de importancia de permutación, ambos expresados en porcentaxe. As porcentaxes de contribución defínense de xeito heurístico, é dicir, dependen dunha ruta particular que o código MaxEnt emprega para obter a solución óptima. Un algoritmo diferente podería chegar á mesma solución a través dunha ruta diferente, do que poderían resultar valores de contribución diferentes. Ademais, cando se utilizan variables altamente correlacionadas, estas contribucións deben interpretarse con cautela (Phillips *et al.*, 2006). A importancia de permutación depende só do resultado final do modelo MaxEnt, non da ruta empregada para chegar a el. A contribución de cada variable é determinada permutando ao azar os valores da variable en cuestión entre os puntos de adestramento (tanto os de presenza como os de fondo), e mide o descenso resultante do AUC de adestramento. Un descenso grande indica que o modelo depende fortemente desa variable. Os valores son normalizados e expresados en porcentaxe (Phillips *et al.*, 2006).

O programa require da rasterización das variables de interese a unha mesma escala, axusta o modelo cunha parte dos datos e valídao con datos non utilizados no axuste; e ofrece valores medios, desviación estándar, medianas e valores máximo e mínimo das estimas efectuadas para cada píxel. A resolución das variables utilizadas foi uniformizada a un tamaño de píxel de 5 m. Con todo, ao estar vinculado o presente estudo a elementos lineais como son os ríos, estableceuse como unidade de modelización cada unha das seccións fluviais definidas polos nodos de toda a rede (os nodos poden ser puntos de nacemento, puntos de unión entre distintas seccións, ou puntos de desembocadura; e unha sección ven definida por dous nodos), e a cada unha delas se lle asociaron os diferentes descritores das características das súas bacías ou beiras, xerando posteriormente as capas temáticas que se utilizaron no proceso de modelización.

Cada un dos tramos fluviais revisados con presenza de toupas de auga foi identificado co seu centroide, asignando este punto a unha sección fluvial concreta. Modelizouse cun total de 49 puntos de presenza, obtidos ao longo da segunda quincena do mes de agosto, setembro e

primeira semana de outubro de 2020, cos caudais de toda a rede fluvial da área de estudo nos seus niveis máis baixos.

A área de estudo á que fai referencia a modelización delimitouse en base á rede fluvial oficial (escala 1:5.000).

Antes de axustar os modelos, determinouse a capacidade predictiva de cada unha das variables por separado, deixando de lado aquelas cun valor AUC inferior a 0,66, e baixa capacidade predictora en base aos resultados do axuste de diferentes modelos exploratorios. Na Táboa 2 pódense consultar os resultados destes modelos univariantes. Igualmente determinouse o grao de correlación espacial entre as variables a través de dous métodos: cando a memoria de computación requirida o permitiu, calculando un índice VIF (Variance Inflation Factor), utilizando o paquete estatístico *car* (Fox *et al.*, 2017) para a contorna do software libre R (R Core Team, 2015) (Táboa 1 do Anexo II); e a través do cálculo dunha matriz de correlación utilizando a ferramenta “Band collection statistics” nunha contorna SIX (Táboa 2 do Anexo II); O obxectivo destes cálculos foi evitar problemas de multicolinearidade no proceso de modelización, rexeitando aquelas variables altamente correlacionadas ($>0,7$).

Sobre o particular, todas as variables climáticas están en xeral moi correlacionadas entre si (p.ex. bio5 con bio9, bio1 con bio12, bio10 con bio18, e bio14 con bio18; Anexo II), e estas á súa vez coa altitude (p.ex. con bio1, bio3, bio5, bio6, bio 9 e bio10, vinculadas á temperatura; e bio14, relacionada coa precipitación; Anexo II), variable que se utiliza para derivar moitos datos climáticos.

Os parámetros utilizados para o axuste dos modelos foron os seguintes: `features=autofeatures`; `regularization = 1`; `output:= cloglog`; `background points= 100.000`; % de puntos de testado= 25.

Como xa se apuntou anteriormente, os modelos validáronse a través da curva ROC (describe a relación entre sensitivity-porcentaxe de presenzas que son preditas correctamente vs. 1-specificity-porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas incorrectamente) estimada sobre 10 réplicas de axuste do modelo, sendo necesario que as predicións se atopen por riba do que sería unha distribución resultado do azar.

Tamén se explorou a figura “taxas de omisión e área predita” (Omission rate and Predicted Area) que xera o modelo en función do umbral acumulativo de AUC da curva ROC. O modelo de máxima entropía asigna a cada píxel (ou no caso concreto que nos ocupa a cada sección

fluvial) un valor continuo que representa canto de bo é un hábitat para que unha especie poida estar presente, en base aos descritores utilizados para describir ese hábitat. Con todo, en moitas ocasións interesa, a efectos prácticos, establecer un punto de corte, e dicir que por baixo dese punto o hábitat non sería axeitado. Con todo, que este punto de corte teña un valor ou outro ten determinadas implicacións, e a figura “taxas de omisión e área predita” permite avalialas. En concreto, fai referencia á cantidade de presenzas certas que nos deixaríamos atrás tras aplicar un determinado punto de corte. A taxa de omisión é a porcentaxe dunha determinada mostra de presenzas certas que ten unha probabilidade de ocorrencia (ou de hábitat axeitado) por baixo dun umbral de tipo binario establecido. A fracción de área predita é a parte da área de estudo que é predita como favorable para a especie obxectivo (está vinculada ao erro de comisión que se produce cando a predición é positiva sen corresponderse esa circunstancia coa realidade; cando os datos cos que se calibra o modelo son só datos de presenzas, non é posible coñecer a fracción de verdadeiros negativos, polo que no seu lugar se calcula a fracción de área predita). Nesta figura, o umbral acumulativo (cumulative threshold) no eixo x refírese á aplicación de diversos umbrais que transforman valores de rango continuo en datos binarios (presenza/ausencia), de xeito que valores por baixo dun umbral determinado son considerados como ausencias, e por riba presenzas. O gráfico permite cruzar este valor co seu correspondente nunha curva de área total predita (a fracción dos datos de fondo que lle corresponde-fraction of background predicted; en vermello). Para un umbral 0 todas as celas son clasificadas como de presenza, e polo tanto correspóndelle unha fracción de 1 (a totalidade dos datos de fondo); mentres que para un umbral 100 ningunha das celas é considerada como de presenza, e correspóndelle unha fracción de 0. Ao longo deste continuo de umbrais se pode avaliar cantos puntos se perden (dos datos de presenzas, tanto os de adestramento como os de testado) con respecto a unha taxa aleatoria predita, representada por unha liña recta. A taxa de omisión debe estar próxima á taxa de omisión predita (debido á definición do umbral acumulativo), para considerar un bo comportamento do modelo.

Tendo en consideración as limitacións do método ROC/AUC, os modelos testáronse ademais, na medida do posible, con datos de presenzas obtidos con posterioridade, e de ausencias, comprobando se a sección que lles correspondía no modelo clasificábaos correctamente ou non.

Os modelos interpretáronse observando as curvas de resposta da probabilidade de presenza fronte a cada unha das variables analizadas, e sobre a coherencia entre os resultados dos test jackknife calculados cos datos de adestramento do modelo e cos datos de validación por separado.

Variable	RTG	TrAUC	UTrG	UTeG	TeAUC	sdv
Altitude_mean	0,273	0,711	0,307	0,552	0,788	0,083
Árbores_100m	0,091	0,62	0,121	0,176	0,725	0,062
Bio1_mean	0,04	0,591	0,056	0,143	0,685	0,074
Bio3_mean	0,051	0,602	0,077	0,135	0,7	0,076
Bio5_mean	0,209	0,69	0,253	0,275	0,716	0,083
Bio9_mean	0,196	0,676	0,234	0,16	0,676	0,066
Bio10_mean	0,234	0,696	0,265	0,226	0,699	0,082
Bio12_mean	0,219	0,692	0,269	0,236	0,713	0,088
Bio14_mean	0,217	0,693	0,273	0,244	0,713	0,087
Bio18_mean	0,005	0,583	0,019	0,045	0,681	0,093
Dist_desemb	0,191	0,681	0,212	0,114	0,688	0,095
Permeabilidade	0,012	0,621	0,054	0,069	0,675	0,089
Rca_acc_bo	0,126	0,669	0,173	0,267	0,72	0,066
Rca_ha	0,012	0,532	0,038	-0,061	0,598	0,084
Slope10_pctx	0,998	0,867	1,104	0,939	0,825	0,025
Slope_cauce	0,063	0,625	0,106	-0,173	0,462	0,089
Slope_tramo	0,075	0,659	0,127	-0,254	0,345	0,051
Strahler_ord	0,094	0,632	0,128	0,318	0,739	0,077
Taps_pctx	0,398	0,742	0,433	0,589	0,811	0,05
Urb100m_pctx	0,912	0,869	1,08	0,25	0,708	0,076
N_usos_bacía	0,275	0,731	0,347	-0,140	0,575	0,074

Táboa 2. Resultados dos modelos maxent univariantes para *Galemys pyrenaicus*. RTG= Regularized training gain; TrAUC: Training AUC; UTG: Unregularized training gain; UteG: Unregularized test gain; TeAUC: test AUC; sdv: desviación estándar de TeAUC. Resultado dun único axuste de modelo por variable.

2.3. Detección e eliminación de ameazas

Seguindo as indicacións das condicións técnicas do Servizo, as actuacións de redución ou eliminación de presións e ameazas sobre a toupa de auga no ámbito do estudo centráronse no trampeo de visón americano e mapache, dúas especies incluídas no Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, polo que se regula o Catálogo español de especies exóticas invasoras.

2.3.1. Presenza de visón americano e mapache

Recolléronse datos de presenza de visón americano e mapache (observacións directas, pegadas e excrementos) durante os traballos de revisión de diferentes tramos fluviais na procura de excrementos de toupa de auga e outras prospeccións non sistemáticas de medios adecuados. Desenvolveuse tamén unha campaña de fototrampeo para a súa detección, e se recompilaron os datos de presenza dos últimos anos facilitados pola gardaría do Parque Natural.

No que respecta ao fototrampeo, instaláronse cámaras en emprazamentos o máis adecuados posible para a detección das especies sinaladas, en 13 puntos da área de estudo, na beira de ríos e regatos e baixo pontes, preferentemente en lugares de paso obrigado de fauna. Ao inicio de cada período de fototrampeo colocouse un cebo atraínte, que consistiu principalmente en sardiñas en aceite, co emprego ocasional de pan de molde, manteiga de cacahuete, paté de salmón para gatos e penso húmido industrial para visón, recibendo a estación de fototrampeo nalgúns casos. As cámaras empregadas foron cámaras de fototrampeo con sensor PIR de detección de movemento por infravermello, dotadas de flash infravermello para funcionamento nocturno. Coa excepción do indicado abaixo, as cámaras foron do modelo Moultrie A-30i que, segundo especificacións do fabricante, presenta unha velocidade de reacción de menos de 0,7s despois da detección de movemento, un rango de detección e de potencia do flash de 18 m e conta con flash de tipo invisible de 940 nm. Estas cámaras configuráronse para realizar tres fotografías de forma consecutiva tras cada detección, sen período de repouso tras cada activación. No punto 2, entre os días 09/09 e 07/10, empregouse unha cámara Moultrie 80XD; segundo o distribuidor este modelo presenta unha velocidade de reacción do sensor de 1-2 s tras a detección de movemento, aínda que esta especificación técnica non está confirmada polo fabricante. Tampouco está especificado

o rango de detección da cámara, que conta con flash de tipo visible e foi configurada para realizar tres fotografías de forma consecutiva cada 1-2 s unha vez que detecta movemento, cun período de repouso entre deteccións de 5 s. As cámaras foron revisadas regularmente para inspeccionar o correcto funcionamento e substituír os dispositivos de almacenamento de imaxes e as baterías.

Os períodos nos que as cámaras estiveron activas oscilaron entre 7 e 68 días, acumulando un total de 260 xornadas/cámara. Na Táboa 3 recóllense as principais características das estacións de fototrampeo, e no Mapa 4 a súa situación.

Id.	Río (Tramo)	X	Y	Inicio	Final	Xornadas
1	Regato da Illa (50)	581926	4642072	24/08/2020	07/09/2020	14
2	Salas (12)	571632	4640615	28/08/2020	04/11/2020	68
3	Pacín (2)	575829	4639531	07/09/2020	21/09/2020	14
4	Vilameá (15)	580338	4641302	26/08/2020	07/09/2020	12
5	Caldo (51)	593468	4640785	07/09/2020	22/09/2020	15
6	San Paio (13)	578915	4648330	07/09/2020	21/09/2020	14
7	Lobios	588646	4639721	22/09/2020	02/10/2020	10
8	Salas	581962	4642103	22/09/2020	01/10/2020	9
9	Salas (61)	581377	4656760	01/10/2020	22/10/2020	21
10	Grou	577302	4638899	22/09/2020	22/10/2020	30
11	Caldo (40)	574447	4636253	04/11/2020	27/11/2020	23
12	Requiás (43)	573997	4636158	04/11/2020	27/11/2020	23
13	Salas (12)	574177	4641658	04/11/2020	11/11/2020	7

Táboa 3. Puntos de instalación de cámaras de fototrampeo. Id.: Identificador (ver Mapa 4), río e, no seu, tramo tramo fluvial mostreado para *Galemys pyrenaicus*—ver Anexo I-, coordenadas X e Y (ETRS89), datas iniciais e finais de activación e número de xornadas activas (Xornadas).

2.3.2. Determinación da área de distribución potencial de visión americano

Co obxecto de definir a mellor estratexia de capturas de visión americano, estimouse oportuno determinar previamente a súa área de distribución potencial, e avaliar o grao de solapamento desta coa da toupa de auga. Para a súa determinación empregouse a mesma metodoloxía utilizada na determinación da da toupa de auga, axustando un modelo de máxima entropía aos datos de presenza colectados (ver apartado 3.3.1).

Nestes traballos de modelización exploráronse dúas novas variables, a temperatura mínima do mes máis frío (bio6) e o número de usos en cada sub-bacía. Para a confección desta última variable utilizouse unha base de usos SIXPAC editada, xerando un total de nove usos

diferentes: auga, vías de comunicación, forestal (agrupamento dos usos forestal, froiteiras e froitos secos), urbanizado (agrupamento dos usos zona urbana e edificacións), pasto con arborado, pasto arbustivo (matogueiras), terra agrícola (agrupamento dos usos terra agrícola, horta, viñedo-froiteira) e viñedo.

As variables inicialmente consideradas se recollen na Táboa 4, onde se ofrecen os resultados dos modelos univariantes calculados, a efectos de avaliar que variables utilizar no proceso de modelización final. A selección das variables baseouse en parte no indicado pola bibliografía, e por outra no uso de outras que se estimaba, recollían aspectos relevantes da ecoloxía da especie. Así, Santulli-Sanzo *et al.* (2009), atopan para o conxunto de Cataluña como variables máis informativas, a distancia aos ríos, a precipitación estival, a temperatura mínima anual e o número de categorías de usos do chan, sinalando que se trata dunha especie favorecida pola heteroxeneidade ambiental, tolerante á presenza humana e ocupando as áreas máis heteroxéneas ao longo dos ríos.

O visón americano é un mamífero semiacuático asociado en xeral con beiras de arroios, ríos, e lagos, marismas de auga doce e salgada, e hábitats mariños costeiros (Allen, 1986). Toler a actividade humana, e ocupará hábitats subóptimos sempre que dispoña de recursos tróficos axeitados (Racey & Euler 1983; Allen, 1986; Mech, 2003; Wolff *et al.*, 2015). Con todo, baixo estas condicións, o visón será máis móbil e cambiará os seus dominios vitais con máis frecuencia (Allen, 1986). É un depredador xeralista, e o uso que fai do hábitat reflicte a abundancia e distribución das súas presas (Gerell, 1967; Allen, 1986; Jędrzejewska *et al.*, 2001; Sundaram *et al.*, 2013; Wolff *et al.*, 2015).

Tendo en consideración que o obxectivo principal das análises era determinar o grao de solapamento da súa área de distribución potencial coa da toupa de auga, o espazo de modelización restrinxíuse aos cursos fluviais da área de estudo.

Variable	RTG	TrAUC	UTrG	UTeG	TeAUC	sdv
Altitude_mean	1,521	0,897	1,8	0,595	0,781	0,103
Árbores_100m	0,192	0,732	0,386	0,192	0,661	0,064
Bio1_mean	1,35	0,883	1,59	0,735	0,758	0,117
Bio3_mean	1,178	0,867	1,394	1,031	0,829	0,085
Bio5_mean	1,300	0,878	1,52	0,743	0,777	0,115
Bio6_mean	1,019	0,867	1,230	0,447	0,726	0,117
Bio9_mean	1,36	0,881	1,596	0,672	0,748	0,123
Bio10_mean	1,376	0,882	1,612	0,717	0,752	0,122
Bio12_mean	0,216	0,752	0,385	0,213	0,687	0,115
Bio14_mean	1,083	0,859	1,256	0,084	0,715	0,121
Bio18_mean	0,242	0,779	0,48	0,261	0,701	0,095
Dist_desemb	1,027	0,762	1,35	2,311	0,838	0,137
N_usos_bacía	0,329	0,732	0,459	0,687	0,886	0,033
Rca_acc_bo	1,152	0,878	1,406	0,98	0,884	0,042
Slope10_pctx	0,039	0,681	0,139	-0,067	0,454	0,054
Slope_tramo	0,93	0,788	1,107	0,393	0,794	0,066
Strahler_ord	1,144	0,869	1,286	0,77	0,84	0,057
Taps_pctx	0,014	0,552	0,033	0,096	0,708	0,108
Urb100m_pctx	0,012	0,542	0,037	0,139	0,732	0,098

Táboa 4. Resultados dos modelos maxent univariantes para *Neovison vison*. RTG= Regularized training gain; TrAUC: Training AUC; UTrG: Unregularized training gain; UTeG: Unregularized test gain; TeAUC: test AUC; sdv: desviación estándar de TeAUC. Resultado dun único axuste de modelo por variable.

2.3.3. Trampeo de visión americano e mapache

Empregáronse dous modelos de trampas de captura en vivo facilitadas pola Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Vivenda. As trampas dirixidas á captura de visión americano foron do tipo de porta de guillotina, cunha porta activada por unha placa de presión de balancín, con dimensións aproximadas de 18x18x60 cm. As trampas para a captura de mapache foron do tipo Tomahawk, cunha porta con resorte activado por unha placa de presión á cal se conecta cun cable, e cunhas dimensións aproximadas de 30x30x80 cm (Figura 2).

No caso das trampas para captura de visón americano utilizáronse algúns dos cebos indicados polo MAGRAMA (2014), principalmente sardiñas en aceite, un dos máis empregados nas campañas de trampeo da especie (Roy *et al*, 2006; Zabala *et al.*, 2010; Piorno & Romero, 2019), pero tamén paté de salmón para gatos e penso húmido industrial para visón. No primeiro período de trampeo (8 ao 22/09) tamén se aplicou extracto comercial de glándulas de visón americano na trampa, para reducir a posible entrada doutros animais que puideran activala.



Figura 2. Trampas específicas empregadas para a captura de visón americano (arriba) e mapache (abaixo).

No caso das trampas para mapache, nun primeiro período de trampeo (9 a 22/09) empregáronse como cebo “nubes” de azucre, utilizadas noutras experiencias de trampeo desenvolvidas en España (Ceballos *et al.*, 2013; Generalitat Valenciana, 2016). Posteriormente desbotouse esa opción e pasouse a utilizar manteiga de cacahuete (tamén empregada como cebo en ditas experiencias), con aporte ocasional de sardiñas en aceite ou paté de salmón para gatos.

As trampas colocáronse de forma continuada e sistemática no río o máis cerca posible da auga (e en todos os casos a non máis de 1,5 m da mesma), sempre procurando seleccionar lugares por onde puideran transitar visóns e mapaches durante os seus desprazamentos, e preferentemente nas dúas beiras do río. A estratexia de xestión, control e erradicación do visón americano en España (MAGRAMA, 2014) recomenda que o trampeo de erradicación nunha localidade dada debe incluír 20 trampas para 10 km de río e prolongarse durante 30 días, resultando nun esforzo de 600 trampas/noite.

As trampas revisáronse cada día (excepto sábados e domingos, que permaneceron inactivas) a primeira hora da mañá, comprobando a existencia de capturas, a correcta instalación da trampa e o estado do cebo. Estes foron repostos regularmente, para garantir a súa eficacia como atraínte de ambas especies. Os exemplares capturados foron trasladados ao Centro de Recuperación de Fauna Silvestre do Rodicio.

3. Resultados

3.1. Avaliación do tamaño das poboacións de *Galemys pyrenaicus* na bacía do río Limia

Mostreáronse un total de 67 tramos fluviais na procura de indicios de presenza de *Galemys pyrenaicus* (ver Anexo III para unha escolma fotográfica dos tramos mostreados). Localizáronse excrementos da especie en 50 deles, sendo probable a súa presenza noutros tres tramos e posible nun máis (Anexo I). Colectáronse un total de 186 excrementos sospeitosos de pertencer á especie, pero non considerados seguros; 172 excrementos que se estimou, polas súas características, pertencentes á especie; e cúmulos de excrementos en nove latrinas sospeitosas e en seis seguras. No Anexo IV recóllese unha mostra de fotografías dos excrementos e latrinas de *Galemys pyrenaicus* rexistrados. En dous dos 186 excrementos sospeitosos localizáronse pelos sospeitosos de pertencer á toupa de auga. Dos 172 excrementos seguros da especie, só en dous se localizaron pelos da mesma. (Figura 3).

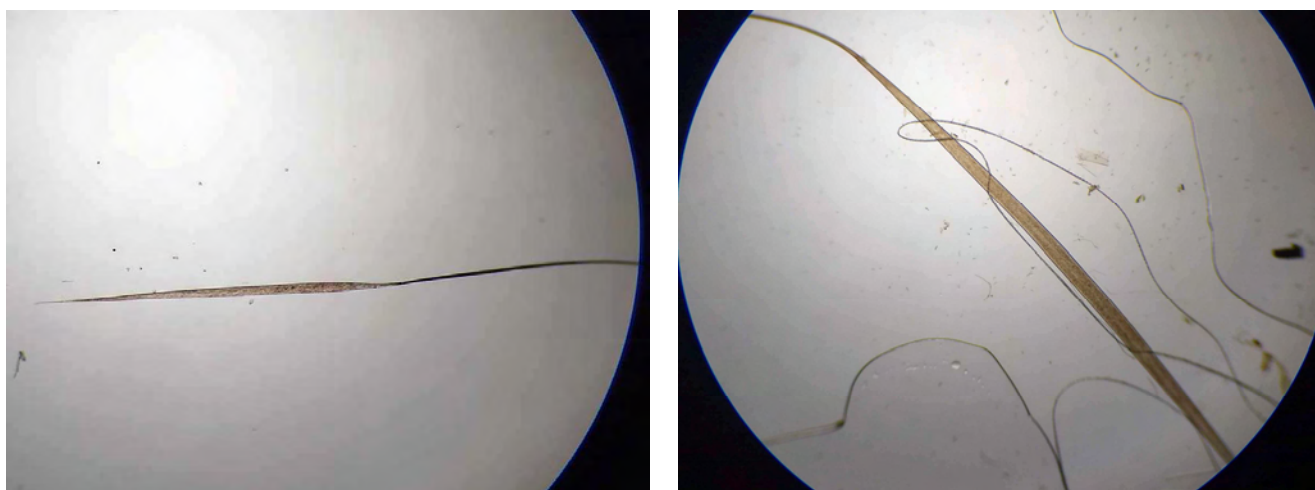


Figura 3. Pelos típicos de toupa de auga recollidos en excrementos da especie nos tramo de mostraxe 20 (esq.) e 34 (dta.). Apréciase a característica parte distal en forma de punta de lanza sen células medulares.

No que respecta ás latrinas, localizáronse pelos nas seis identificadas como seguras, pero só nunha das nove consideradas como sospeitosas. Ademais analizáronse un total de 175 excrementos de mustélidos (maioritariamente de lontra), localizándose pelos de toupa de auga nun excremento de lontra no tramo final do río de San Paio (que desemboca no encoro de Lindoso), e en sendos excrementos de visón americano na cabeceira do río Cadós (que desemboca no encoro das Conchas) e no río Salas pouco antes do seu represamento no encoro de Salas.

Adicionalmente e á marxe das mostraxes sistemáticas nos 67 tramos inspeccionados, o 27/11/2020 detectáronse excrementos de toupa de auga con pelos da especie no rego da Pousa (Barxés, Muíños; coordenadas UTM ETRS89 Fuso 29 586599, 4646649). No Mapa 5 pódese consultar a distribución xeográfica de todos estes puntos.

En base a estes datos, pódese concluír que na área de estudo, a especie semella estar ben distribuída, estando presente nos principais cursos fluviais: os ríos Cadós, Grou, Pacín, Agro, Castro, Caldo, San Paio, Salas (por baixo do encoro de Salas) e Limia (entre os encoros de As Conchas e Lindoso), pero tamén en ríos máis modestos como o río da Illa (verte as súas augas no encoro de Lindoso), Lobios (verte na marxe esquerda de Lindoso), Parada de Ventoso (desemboca no encoro de As Conchas) ou o Calvos (verte no encoro de Salas). Os tramos onde non se detectou a especie correspóndense con pequenos cursos fluviais de lonxitude moi pequena, secos ou case sen caudal cando se revisaron; con tramos de cursos fluviais de maior lonxitude pero secos; con tramos fluviais de ríos sometidos a frecuentes modificacións de caudal (en concreto o río Limia por baixo da central hidroeléctrica de O Valoiro), ou tramos de augas moi lentas.

No que respecta á maior ou menor abundancia da especie, se se asume que unha maior abundancia se traduce nun maior número de excrementos, da representación espacial dun índice, resultado da división entre o número de excrementos seguros e a lonxitude de cauce revisado (Mapa 6), pódese sinalar que a abundancia da especie sería moi variable, tanto entre ríos como entre diferentes tramos dentro dun mesmo curso.

3.2. Descrición do perfil de hábitat tipo elixido por *Galemys pyrenaicus* dentro da bacía do río Limia

Os modelos univariantes calculados amosaron respostas moi similares para as variables bio1, bio3, bio5, bio9 e bio10 por un lado, e para as variables bio12 e bio18 por outro (ver Anexo V). Tendo en conta ademais a elevada correlación, directa ou indirecta, de todas as variables climáticas coa altitude, optouse por empregar nos modelos exclusivamente esta última. Descartouse de inicio ademais a variable superficie de cada sub-bacía (rca_ha), por entenderse que a variable superficie acumulada de cada sub-bacía (rca_acc) representaba mellor a información indirecta que se estima recollen estas variables, que é o caudal que podería conter un determinado tramo fluvial, ante a ausencia deste tipo de datos para a área de estudo. Descartouse tamén a variable pendente do curso, por estar referida a tramos de cauce de 5 m, mentres que as restantes variables recollen variabilidade entre seccións, non dentro de cada sección; ademais, a existencia da variable pendente do tramo aporta a información requirida no tocante ás pendentes.

O proceso de modelización iniciouse con todas as restantes variables, que foron introducidas nun mesmo modelo exploratorio. Neste modelo as variables árbores_suma, permeabilidade e urbanizado tiñan importancias inferiores ao 1%, e foron rexeitadas. Ademais, as variables número de usos, permeabilidade, slope_10 e terras agrícolas amosaron ganancias negativas cos datos de testado, polo que tamén foron eliminadas do proceso de modelización. A continuación axustouse un novo modelo exploratorio coas variables restantes, do que se determinou que a distancia á desembocadura tiña unha importancia inferior ao 1%, polo que se rexeitou.

Finalmente axustáronse tres modelos combinando as variables altitude, superficie acumulada de sub-bacías, orde do tramo fluvial (índice de Strahler) e pendente do mesmo. As características dos tramos con toupa de auga utilizados na modelización en relación a estas variables, se recollen na Táboa 5.

Variable	Media	Desv. Estándar	Mínimo	Máximo
Orde fluvial	3,20	0,816	1	5
Altitude (m)	659,12	206,34	353,05	1111,27
Pendente tramo (%)	5,38	4,09	0	17,53
Bacías acumuladas (ha)	3955,68	8895,18	79,91	42892,9

Táboa 5. Características dos tramos fluviais onde se detectou a presenza de *Galemys pyrenaicus* (n=49), en base ás variables utilizadas nos modelos finais de máxima entropía, para delimitar as áreas con hábitat axeitado para a especie.

Nas Táboas 6 e 7 se recolle a contribución e a importancia de permutación, respectivamente, destas variables en cada un dos modelos. Atendendo a estes resultados, as variables máis informativas serían a superficie acumulada de sub-bacías e a orde fluvial (Strahler), aínda que ambas semellan estar a recoller unha información similar (con todo, o nivel de correlación, 0,46, non é elevado, ver Anexo II). No modelo 3, en relación á importancia de permutación, a altitude acada unha importancia maior que a orde fluvial. Por último, a pendente do tramo sería a variable menos relevante, aínda que cun comportamento bastante estable baixo a perspectiva da importancia de permutación (Táboa 6).

	Modelo 1		Modelo 2		Modelo 3	
	media	d.est.	media	d.est.	media	d.est.
Orde fluvial	84,03	8,71	-	-	25	10,9
Altitude	12,13	3,13	10,86	2,09	9,92	2,42
Pendente tramo	3,83	6,03	1,31	0,97	0,81	0,63
Bacías acumuladas	-	-	87,83	2,62	64,27	10,46
Test AUC	0,874	0,039	0,870	0,033	0,870	0,032

Táboa 6. Contribución (%) de cada unha das variables utilizadas no axuste dos modelos de máxima entropía.

	Modelo 1		Modelo 2		Modelo 3	
	media	d.est.	media	d.est.	media	d.est.
Orde fluvial	74,3	6	-	-	6,15	3,68
Altitude	20,49	5,51	20,47	5,4	27,14	8,7
Pendente tramo	5,2	5,06	7,3	3,95	9,23	5,01
Bacías acumuladas	-	-	72,23	7,43	57,47	13,04

Táboa 7. Importancia de permutación (%) de cada unha das variables utilizadas no axuste dos modelos de máxima entropía.

Na Figura 4 represéntase espacialmente o resultado do modelo 1 axustado, e no Anexo VI o resultado dos modelos 2 e 3 e a superposición dos resultados dos tres modelos. Tal e como foron concibidos, os modelos clasifican o nivel de aptitude de cada unha das seccións fluviais da área de estudo, asignándolle un valor de probabilidade bruto, que indica a idoneidade de cada tramo con respecto a todas as demais seccións. Con todo, a efectos de simplificar a súa interpretación espacial, utilizouse como punto de corte para determinar se o hábitat era ou non axeitado para a toupa de auga, o valor do 10º percentil da probabilidade de presenza (Suárez-Seoane *et al.*, 2008; Lamb *et al.*, 2008; Raes *et al.*, 2009; Rebelo & Jones, 2010; Rebelo *et al.*, 2012).

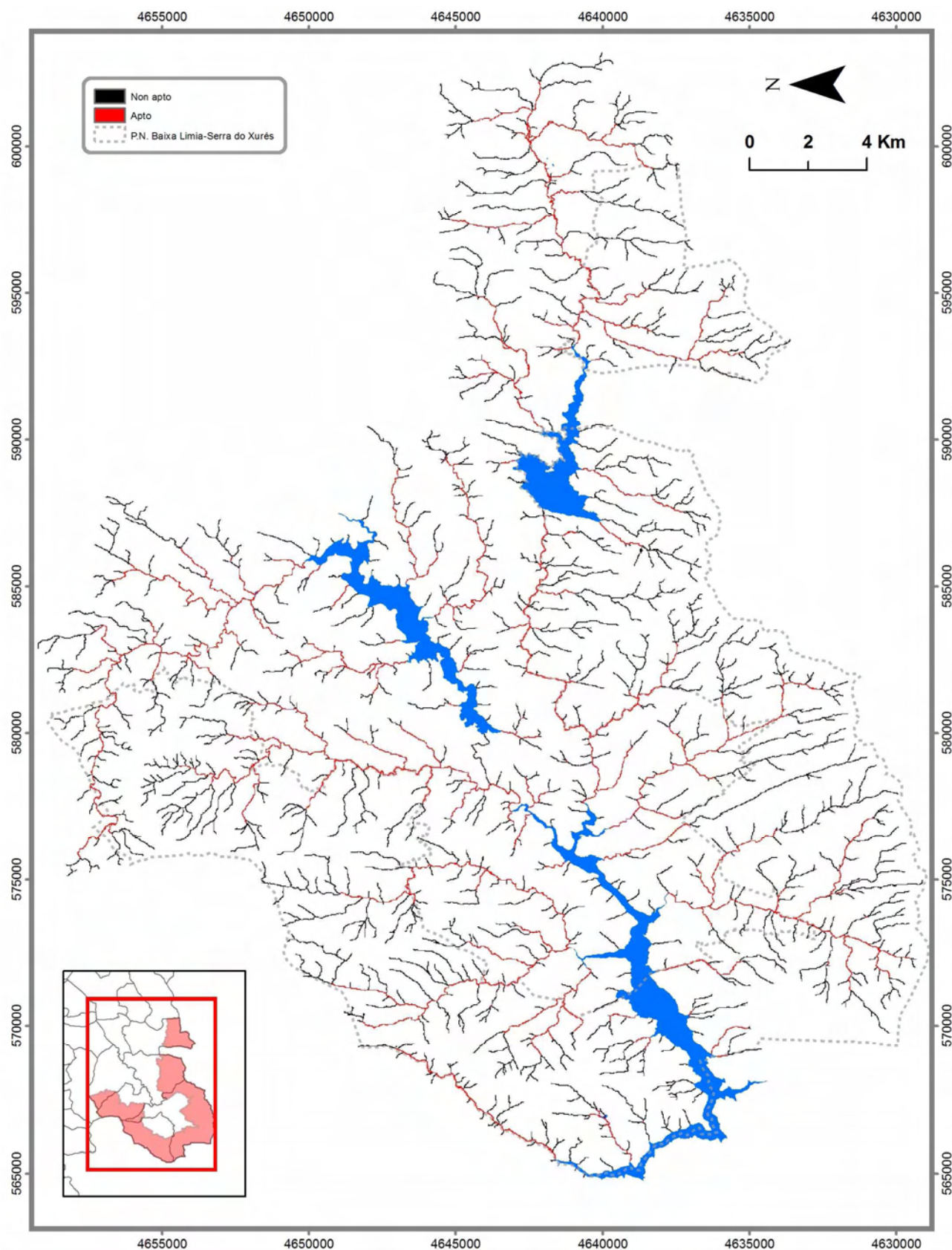


Figura 4. Representación espacial do resultado do modelo 1 axustado para *Galemys pyrenaicus*.



En relación ao modelo 1, o axuste logrado semella axeitado, cun valor medio de AUC de $0,874 \pm 0,039$ (desviación estándar, $n=10$) (Figura 5). Atendendo aos resultados dos test jackknife, a variable máis informativa para predicir a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo sería a orde do tramo fluvial. Esta é a variable coa ganancia máis alta cando se utiliza illadamente (Figura 6), polo tanto semella ter a información máis útil por si mesma; é ademais a variable que máis fai decrecer a ganancia cando é omitida, polo tanto semella ter información que non está contida nas restantes variables.

No que respecta aos dous modelos restantes, ambos semellan ser igualmente axeitados, con valores medios de AUC de 0,870 ($\pm 0,033$ para o modelo 2; $\pm 0,032$ para o modelo 3, $n=10$ en ambos casos) (Táboa 6). No modelo 2 substituíuse a orde do tramo fluvial pola superficie acumulada das sub-bacías, pasando a ser esta a variable máis relevante (a que ten a ganancia máis alta e a que a fai decrecer máis cando é omitida). No modelo 3, que incorpora tanto a orde do tramo fluvial como a superficie acumulada das sub-bacías, é esta última variable a que ten a ganancia máis alta cando é utilizada illadamente, e a que máis fai decrecer a ganancia cando é omitida, aínda que ao mesmo nivel que a altitude (consultar Anexo V). Á vista de todos estes resultados, a orde do tramo fluvial e a superficie acumulada das sub-bacías complementáanse cando son utilizadas illadamente, recollendo ambas un mesmo tipo de variabilidade do hábitat da toupa de auga a nivel de paisaxe. Con todo, cando son utilizadas simultaneamente, a superficie acumulada das sub-bacías semella recoller mellor as características hidrolóxicas de cada tramo fluvial.

No que respecta ás dúas restantes variables, atendendo aos resultados dos tres modelos en conxunto, a altitude sería a seguinte variable en importancia, fornecendo unha maior carga informativa cando non é utilizada unicamente coa orde fluvial. Con todo, non deixa de existir unha certa correlación espacial entre as variables, que complica a interpretación da súa relevancia e efectos, xa que, tendo presente a orografía particular da área de estudo, as cabeceiras dos cursos fluviais se atopan nas partes máis altas, onde son polo tanto máis abundantes os tramos de orde 1 e 2; a medida que se descende en altitude, vaise incrementando o número de tramos de ordes superiores, e a superficie acumulada de sub-bacías tamén vai aumentando.

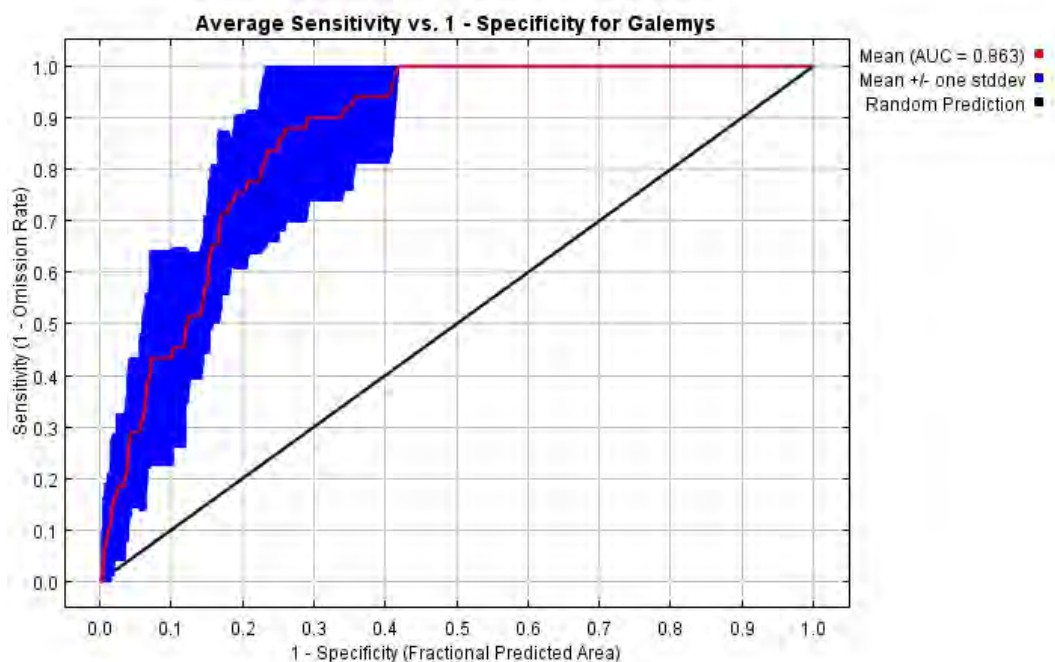


Figura 5. Curva ROC (Receiver Operator Curve) de validación do modelo 1, que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation). Sensitivity = porcentaxe de presenzas que son preditas correctamente. Specificity = porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas correctamente. 1 – Specificity: porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas incorrectamente.

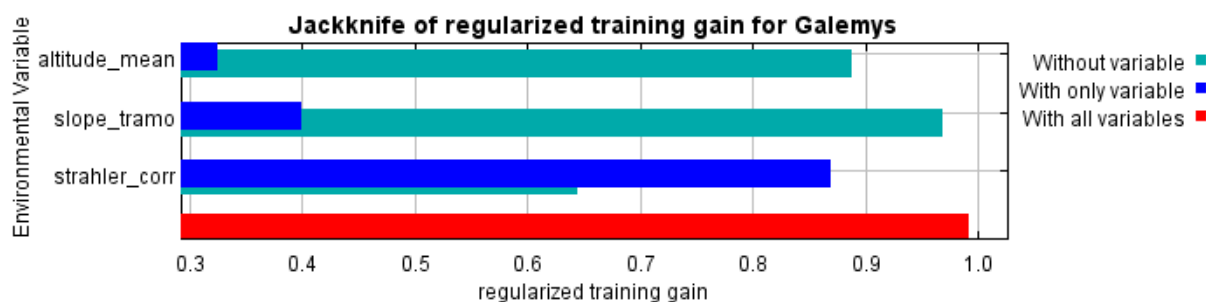


Figura 6. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 1, en base aos datos utilizados para adestrar o modelo. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas. A variable máis informativa para predicir a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo sería o índice de Strahler (Strahler ord) e a altitude. O índice de Strahler é a variable coa ganancia máis alta cando se utiliza illadamente, polo tanto semella ter a información máis útil por si mesma; ademais é a variable que máis fai decrecer a ganancia cando é omitida, polo tanto semella ter información que non está contida nas restantes variables. A ganancia (gain) é un estatístico que mide canto de ben unha variable ecoxeográfica diferencia localidades onde a especie está presente con respecto á totalidade da área de estudo.

Os resultados do modelo 1 son consistentes cando se testa con datos non utilizados no seu axuste (Figura 7), ou se se utiliza o valor do AUC no testado (Figura 8). Igualmente o comportamento da omisión media do modelo que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Galemys pyrenaicus* semella ser satisfactorio, cinguíndose á omisión predita (Figura 9).

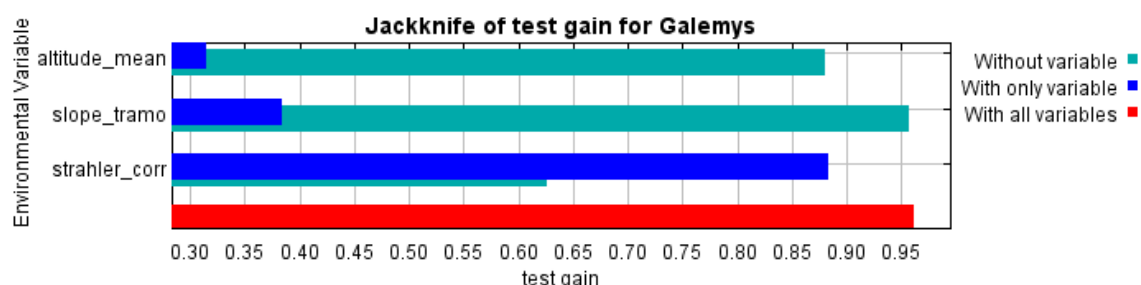


Figura 7. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 1, en base aos datos utilizados para testar o modelo de distribución potencial de *Galemys pyrenaicus*. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

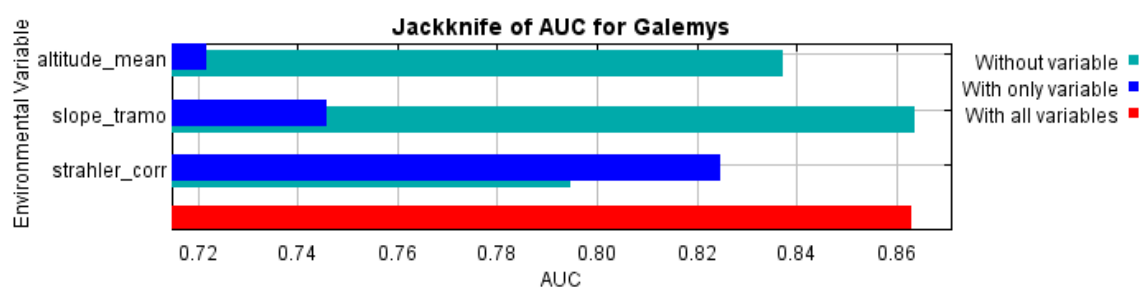


Figura 8. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 1, en base ao valor de AUC (Area Under the Curve). Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

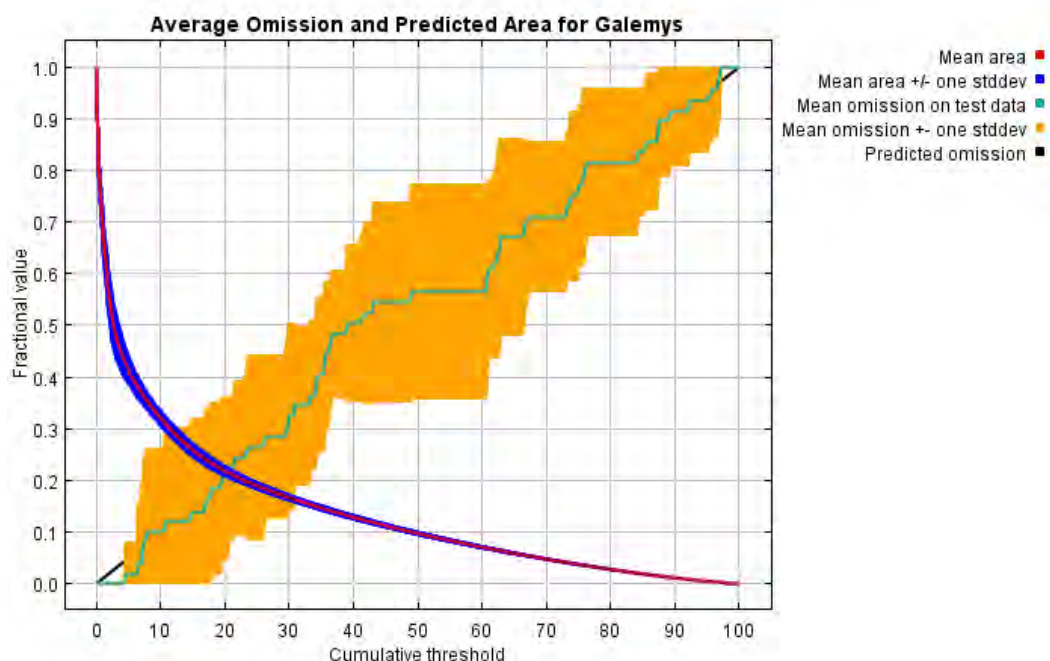


Figura 9. Omisión media e área predita do modelo 1, que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation).

Os resultados do modelo 2 son igualmente consistentes cos datos de testado (ver Anexo VII). Con todo, no modelo 3, o testado deu uns resultados pouco satisfactorios, xa que a ganancia cando se exclúe algunha das variables superficie acumulada de sub-bacías, orde fluvial ou pendente do tramo, é superior á ganancia total do modelo (Figura 3 do Anexo VIII). Ademais, en ambos modelos, o comportamento da omisión media é peor que na do modelo 1.

Da observación xeral da representación gráfica dos modelos, os pequenos tramos fluviais que desembocan nos tres grandes encoros non serían aptos para a especie, xa que non acumularían o caudal suficiente para dispoñer de auga ao longo de todo o ano. Igualmente os tramos de cabeceira dos cursos fluviais maiores non serían aptos para a especie, posiblemente debido tamén a que non contarían con suficientes recursos hídricos en período estival. Nestes cursos, a toupas de auga asentaríase nos tramos máis baixos, que colectarían unha maior cantidade de auga e a conservarían durante máis tempo.

O modelo 1 clasificou correctamente o 89,8% dos puntos nos que se detectaron toupas de auga ($n=49$), e os modelos 2 e 3 o 91,8%. Para o testado destes modelos dispúxose de 9 tramos fluviais onde non se detectaron toupas de auga; o modelo 1 clasificou correctamente o 44,4% destes puntos, e os modelos 2 e 3 o 55,5%. Con todo, en dous destes tramos, localizados na parte alta da bacía do Salas, en substratos areosos, non se pode descartar por completo a presenza da especie, xa que apenas existían puntos onde poder buscar excrementos, e a auga dispoñible, escasa, formaba balsas de diferente fondura. Dispúxose ademais de tres puntos positivos para o testado, e que foron clasificados correctamente polos modelos; un deles refírese á presenza de pelos nun excremento de visón americano localizado no cauce do río Salas á altura da localidade de Randín; o segundo correspóndese cun tramo do río Muíños, á altura da localidade de Porqueirós, no que se detectaron tanto excrementos de toupas de auga como pelos da especie; e o terceiro refírese ao rego da Pousa, á altura da localidade de Barxés (ver apartado anterior), e que verte as súas augas na beira esquerda do encoro das Conchas.

Con todo, que un tramo fluvial sexa axeitado para a presenza da toupa de auga, non implica que a especie teña que estar presente. Débese ter en conta ademais que os modelos axustados son estáticos (serían como unha fotografía do hábitat da especie), e non teñen en consideración por exemplo o potencial efecto na distribución da especie da presión exercida por depredadores, ou das perturbacións de carácter antrópico (p.ex. o efecto dos incendios forestais na vexetación ou nos arrastres de finos aos cauces) ou natural (p.ex. grandes secas), que deben afectar á especie, ao seu hábitat e ao historial de ocupación dos cursos de auga da área de estudo. Ademais, as variables orde fluvial e superficie acumulada de bacías, só recollen de forma groseira información da dispoñibilidade hídrica nos cauces. Todos estes limitantes afectan á calidade final dos modelos predictivos.

No que respecta aos rangos de mostraxe das variables utilizadas nos modelos, as clases 1 e 5 da orde fluvial están pouco mostreadas ($n=3$ e $n=5$, respectivamente); o rango da superficie acumulada de sub-bacías está comprendido entre as 67 e as 42.893 ha, pero non hai representación para superficies de entre 20.000 e 35.000 ha.; a pendente só se mostreou no rango 0 - 26 m; e a altitude media de sub-bacías no rango 345 – 1.111 m s.n.m. (consultar Anexo IX).

En base aos resultados dos tres modelos, a probabilidade de presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo mantendo as restantes variables nos seus valores medios de mostraxe, é máxima (superior a 0,7) en tramos fluviais de orde 3 e 4; en tramos fluviais con bacías situadas a altitudes medias comprendidas entre os 400 e os 600 m s.n.m. (probabilidade superior a 0,8); en tramos fluviais con desniveis comprendidos entre o 0 e o 10% (probabilidade superior a 0,7); e en tramos fluviais con sub-bacías de máis de 40.000 ha (Figura 10 e Anexos VII e VIII). O comportamento da probabilidade de presenza é similar para cada unha das variables por separado, aínda que un pouco atenuado (Figura 11 e Anexos VII e VIII).

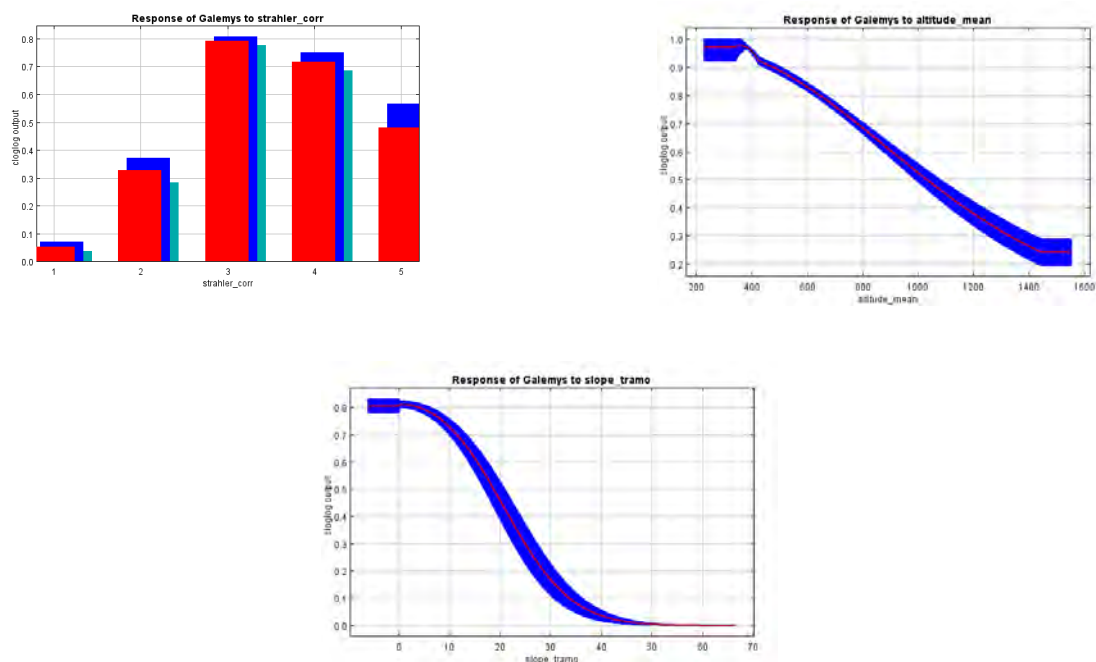


Figura 10. Curvas de resposta do modelo 1 para *Galemys pyrenaicus*. Amosan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie cambia en función de cada unha das variables mantendo todas as restantes nos seus valores medios de mostraxe. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (liña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).

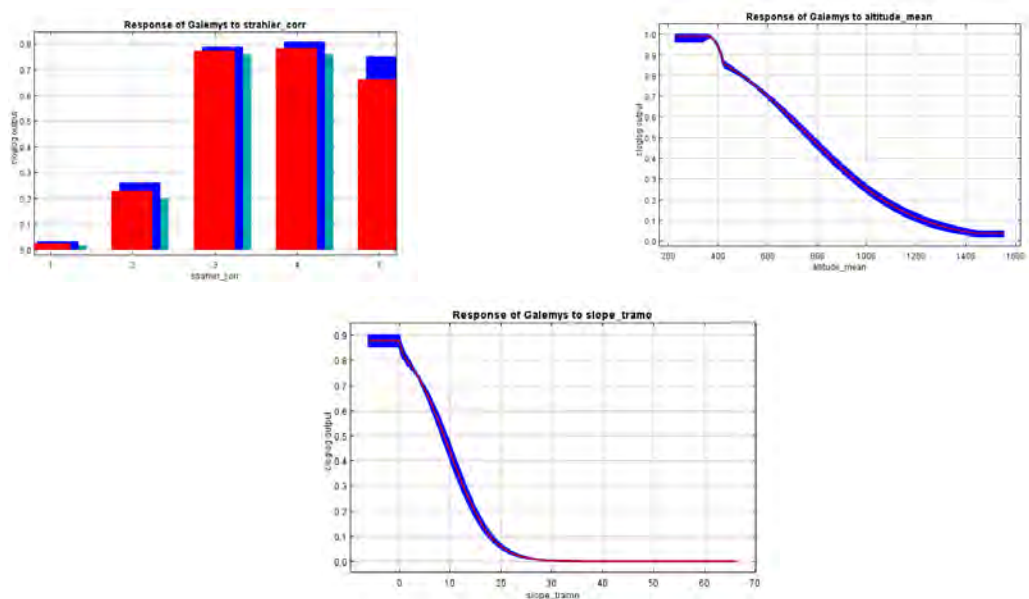


Figura 11. Curvas de resposta do modelo 1 para *Galemys pyrenaicus* utilizando individualmente cada variable. Amosan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie varía en función de cada unha das variables por separado. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (líña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).

3.3. Detección e eliminación de ameazas

3.3.1. Presenza de visón americano e mapache

No Mapa 7 recóllese a distribución de visón americano na área de estudo en base aos datos obtidos durante a execución do estudo e os facilitados pola gardaría do Parque Natural. Entre os primeiros obtivéronse indicios seguros en seis e probables en dous dos tramos mostreados para *Galemys pyrenaicus* (ver Anexo I), ademais de rexistros da especie en catros tramos e puntos inspeccionados de xeito non sistemático, aportando a información facilitada pola gardaría rexistros nos encoros das Conchas e Lindoso e nos ríos Agro, Lobios e Caldo.

Nos datos anteriores están incorporados os resultados do fototrampeo da especie, que, xunto aos de lontra e mapache, se sintetizan na Táboa 8.

Id	Río (Tramo)	Lontra	Visón americano	Mapache
1	Río da Illa (50)	1		
2	Salas (12)			12
9	Salas (61)	1	1	
10	Grou	1	2	
11	Cadós (40)	1		
12	Requiás (43)		4	
13	Salas (12)	1		1

Táboa 8. Eventos de fototrampeo de lontra, visón americano e mapache nas cámaras instaladas. Id.: Identificador do punto de fototrampeo (ver Táboa 3 e Mapa 4): río e, no seu caso, tramo fluvial mostreado para *Galemys pyrenaicus*.

As únicas evidencias da presenza de mapache na área de estudo obtivéronse por fototrampeo no río Salas augas abaixo de Reparade, no tramo 12 de mostraxe de *Galemys pyrenaicus*, onde se instalou o punto de fototrampeo nº 2 o día 28/08 baixo a ponte de pedra que atravesa o río neste punto. A especie fotografouse por primeira vez o día 30/08, e nese punto instalouse unha trampa para a captura da especie o día 09/09 (ver apartado 3.3.3), que foi monitorizada pola mesma cámara até que a trampa foi trasladada de emprazamento a uns 30 m río arriba o 04/11, momento no que a cámara se traslada tamén coa trampa ao punto de fototrampeo nº 13. Como se recolle na Táboa 9, en total, nas 68 xornadas de activación da cámara no punto nº 2 acumuláronse 8 eventos de fototrampeo de mapache (considerando como eventos diferentes se transcorren 5 minutos entre os mesmos). As fotografías tomadas permitiron identificar tres exemplares diferentes en base ao deseño do rabo (Figura 12),

además de dous exemplares que por aparecer só parcialmente nas imaxes non se puideron individualizar. Un dos exemplares individualizados apareceu en 6 dos eventos fotográficos e o resto dos mesmos en só un (e un deles compartindo evento co exemplar de aparición máis frecuente). Despois da captura dun exemplar de mapache o día 25/09 non se rexistraron fotograficamente máis exemplares nese punto. Tras o traslado da trampa e da cámara, no punto de fototrampeo nº 13 recolleuse unha imaxe dun exemplar indeterminado observando a trampa a certa distancia o día 11/11/2020.

Data	Est.	Inicio	Fin	Exemplar/es	Notas
28/08/2020	2	17:24			Instalación da cámara
30/08/2020	2	1:36	1:43	A	
30/08/2020	2	3:31	3:35	A	
30/08/2020	2	3:36	3:36	A e B	
30/08/2020	2	3:38	3:40	A e B	
30/08/2020	2	3:40	3:40	B	
30/08/2020	2	6:51	6:51	A	
31/08/2020	2	0:28	0:28	C	
09/09/2020	2	11:45			Instalación da trampa
11/09/2020	2	22:30	22:30	Indet	Observa a trampa a distancia
11/09/2020	2	22:33	22:36	A	Inspecciona a trampa de cerca
11/09/2020	2	23:12	23:12	A	Inspecciona a trampa de cerca
25/09/2020	2	1:24	1:25	A	Inspecciona a trampa de cerca
25/09/2020	2	5:29	5:29	Indet	Atrapado na trampa
04/11/2020	2		12:06		Fin do período de fototrampeo
04/11/2020	13	11:30			Instalación da cámara
11/11/2020	13	5:59	5:59	Indet	
11/11/2020	13	12:57			Fin do período de fototrampeo

Táboa 9. Historial das estacións de fototrampeo nº 2 e 13 (río Salas, Reparade), incluíndo horas de inicio e final dos rexistros de mapache efectuados, o/os exemplar/es involucrado/s e notas sobre comportamento e incidencias.

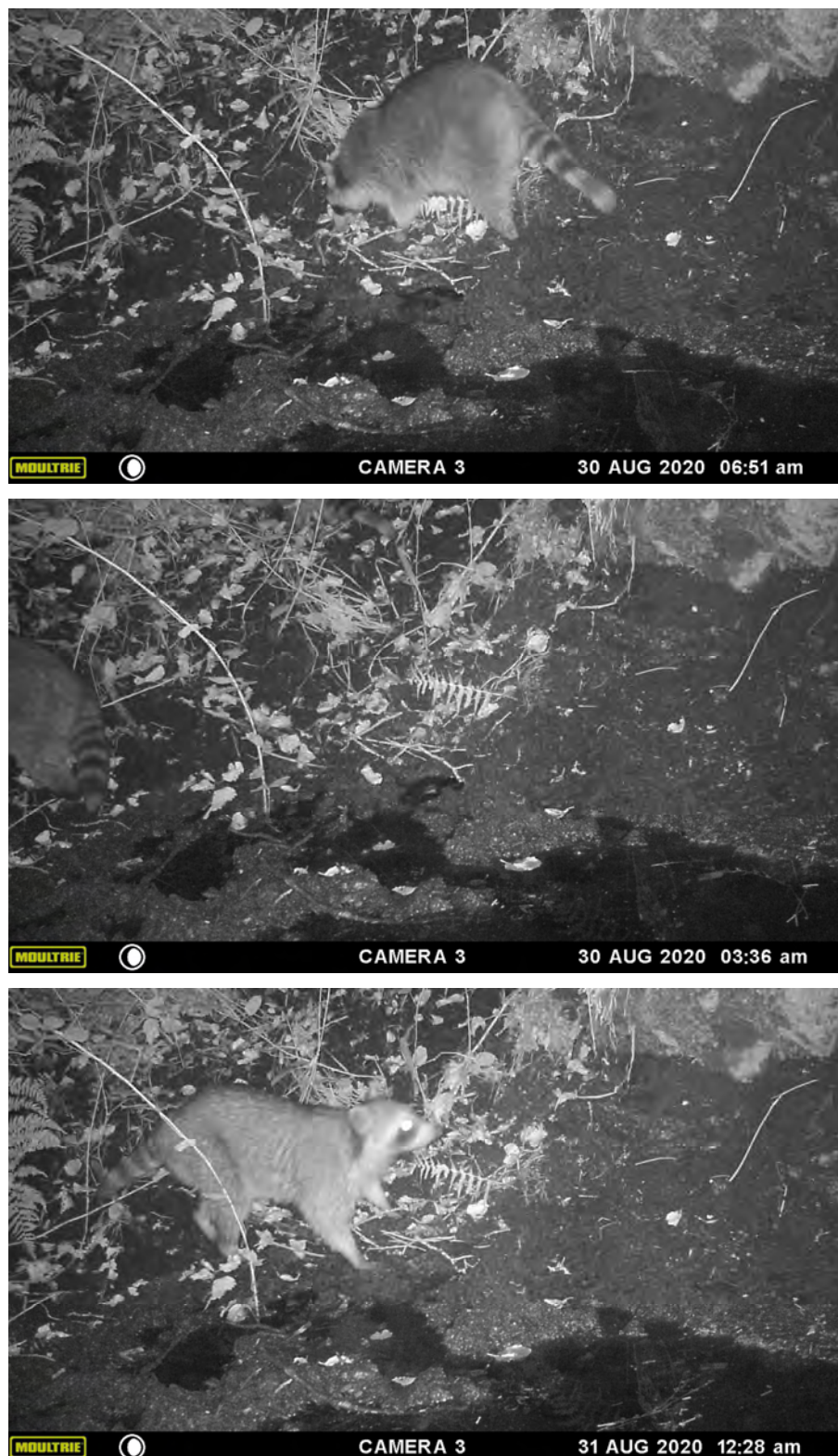


Figura 12. Exemplares de mapache individualizados na estación de fototrampeo 2 (río Salas). De arriba a abaixo, exemplar A, exemplar B no bordo esquerdo da foto e extremo final do rabo do exemplar A no bordo superior, e exemplar C.

Os antecedentes sobre o estatus do mapache na área de estudo e o seu trampeo están descritos en Layna & Prieto (2017). Segundo estes autores, en 2016 detectouse no río Salas na contorna de Prado de Limia unha femia de mapache con cinco crías, tres das cales (unha femia e dous machos) foron capturados en setembro dese mesmo ano; en 2017 desenvolveuse unha campaña de fototrampeo e rastreo da especie con can no Salas, Mao e beiras dos encoros das Cochás e Lindoso, detectándose únicamente no río Salas e o seu afluente o Mao, con tres rexistros de cámara e tres deteccións por can. O trampeo de vivos nos ríos arroxo a captura dunha femia adulta lactante no Salas na contorna de Prado de Limia (mantida en cativeiro durante un mes, esterilizada e liberada cun radioemisor) e unha femia nova no Salas augas abaixo de Reparade, de escaso peso (2,9 kg), compatible coa posibilidade de ser irmá da camada parcialmente capturada o ano anterior. Tras as capturas e a liberación do exemplar radiomarcado a especie só foi detectada por fototrampeo e por medio de can entre Prado e Xermeade, onde o exemplar liberado foi tamén rexistrado por radioseguimento.

Segundo o anterior, tras ditos trampeos puideron sobrevivir aínda como mínimo o macho reprodutor do evento de cría de 2016 e unha das crías, se se asume que as femias capturadas en 2017 formaban parte do grupo familiar rexistrado en 2016. En calquera caso, non é posible asegurar que todos os rexistros de presenza detectados en 2017 corresponderan só a estes individuos ou ás femias capturadas. O feito de que tres anos despois desas mostraxes, durante a execución do presente estudo se detectaran tres exemplares diferentes no mesmo sector do Salas, indica que ese non era o caso, se se asume que non houbo liberacións nin chegada de novos exemplares. Neste sentido, a capacidade de dispersión da especie é notable no caso dos machos xuvenís dispersantes, movementos que poden acadar os 33 km de distancia (Gerht & Fritzell, 1998), mentres o 1,6 % (n=11) dos exemplares seguidos por captura-marcaxe-recaptura en Ontario (Canadá), desprazáronse a 40-45 km de distancia entre anos consecutivos (Rosatte *et al.*, 2010). O radioseguimento dun macho adulto durante 6 meses no centro de España arroxo unha distancia máxima entre posicionamentos de 10,2 km (García *et al.*, 2012). Estes datos poden servir para delimitar, grosso modo, o potencial de expansión dos efectivos da especie na área de estudo, no que encadrar futuras campañas de monitorización e trampeo.

3.3.2. Determinación da área de distribución potencial de visión americano

Ao igual que no caso da toupa de auga, os modelos univariantes calculados amosaron respostas moi similares para as variables bio1, bio3, bio5, bio6, bio9 e bio10 por un lado, e para as variables bio12 e bio18 por outro (ver Anexo X). Tendo en conta ademais a elevada correlación, directa ou indirecta, de todas as variables climáticas coa altitude, optouse por empregar nos modelos case en exclusividade esta última.

O proceso de modelización iniciouse coas variables distancia á desembocadura, orde fluvial, altitude media de cada sub-bacía, pendente do tramo, superficie acumulada de sub-bacías, pendente $>10^\circ$, número de usos na bacía, cobertura arbórea nunha franxa de 100 m en cada beira fluvial, e a precipitación media anual (bio12). Con todas elas axustouse un primeiro modelo exploratorio, no que a variable bio12 tiña un valor de importancia 0, polo que foi excluída. Nun segundo modelo exploratorio sen esta variable, a superficie acumulada de sub-bacías acadou un valor de importancia igual a 0, polo que tamén foi eliminada. Nun terceiro modelo axustado, o axuste cos datos de testado para a variable pendente $>10^\circ$ non foi axeitado (ganancia negativa cando se axustaba o modelo só con esta variable), polo que se estimou oportuno excluíla.

O modelo final axustado incluíu seis variables: 1) distancia á desembocadura, 2) orde fluvial, 3) altitude media de cada sub-bacía, 4) pendente do tramo, 5) número de usos na bacía, e 6) cobertura arbórea nunha franxa de 100 m en cada beira fluvial. As características dos tramos dos puntos con visión utilizados na modelización en relación a estas variables se recollen na Táboa 10.

Variables	Media	Desv. estand	Mínimo	Máximo
Orde fluvial	3,63	1,21	1	5
Distancia desembocadura (m)	1762,6	2523,5	0	7907,6
Árbores cobertura (%)	59,43	22,62	9,79	86,62
Pendente tramo (%)	4,75	6,32	0	21,76
Nº usos sub-bacía	7,25	1,89	3	9
Altitude (m)	515,9	191	343,15	957,1

Táboa 10. Características dos tramos fluviais onde se detectou a presenza de *Neovison vison* (n=24), en base ás variables utilizadas nos modelos finais de máxima entropía, para delimitar as áreas con hábitat axeitado para a especie.

Na Táboa 11 se recolle a contribución e a importancia de permutación, respectivamente, destas variables no modelo final, e na Figura 13 represéntase espacialmente os seus resultados. Atendendo ao valor de contribución, as variables máis informativas serían a distancia á desembocadura, a orde fluvial e a altitude, que sumarían un 85% da acadada polo modelo. E se consideramos a importancia de permutación, a orde fluvial, a distancia á desembocadura e a cobertura arbórea serían as variables máis informativas, sumando un 86,5% (Táboa 11).

	Contribución		Importancia de permutación	
	media	d.est.	media	d.est.
Orde fluvial	30,14	6,25	62,07	7,64
Distancia desemboc	44,08	3,88	17,4	3,95
Árbores cobertura	2,41	1,53	7,08	3,84
Pendente tramo	7,07	4,20	5,51	2,35
Nº de usos sub-bacía	5,56	2,42	4,88	3,62
Altitude	10,74	5,13	3,06	4,77
Test AUC	0,947	0,032		

Táboa 11. Contribución e importancia de permutación (expresadas en %) de cada unha das variables utilizadas no axuste do modelo de máxima entropía para visión americano; d.est.= desviación estándar.

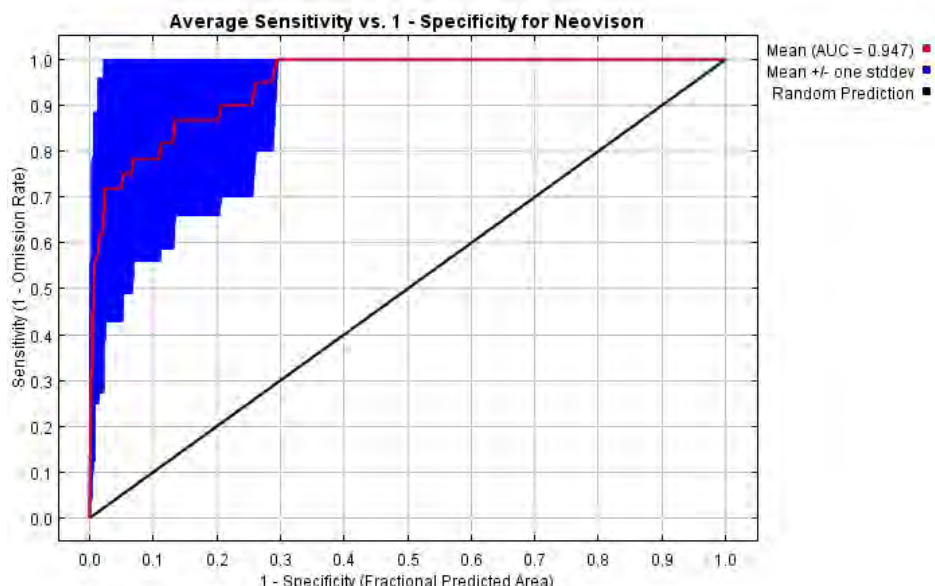


Figura 13. Curva ROC (Receiver Operator Curve) de validación do modelo que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Neovison vison* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation). Sensitivity = porcentaxe de presenzas que son preditas correctamente. Specificity = porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas correctamente. 1 – Specificity: porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas incorrectamente.

Ao igual que no caso da toupa de auga, o modelo clasifica o nivel de aptitude de cada unha das seccións fluviais da área de estudo, asignándolle un valor de probabilidade bruto. Con todo, a efectos de simplificar a súa interpretación espacial, utilizouse un punto de corte para determinar se o hábitat era ou non axeitado para o visón americano, determinado polo valor do 10º percentil da probabilidade de presenza (Suárez-Seoane *et al.*, 2008; Lamb *et al.*, 2008; Raes *et al.*, 2009; Rebelo & Jones, 2010; Rebelo *et al.*, 2012). Na Figura 14 represéntase o resultado deste modelo.

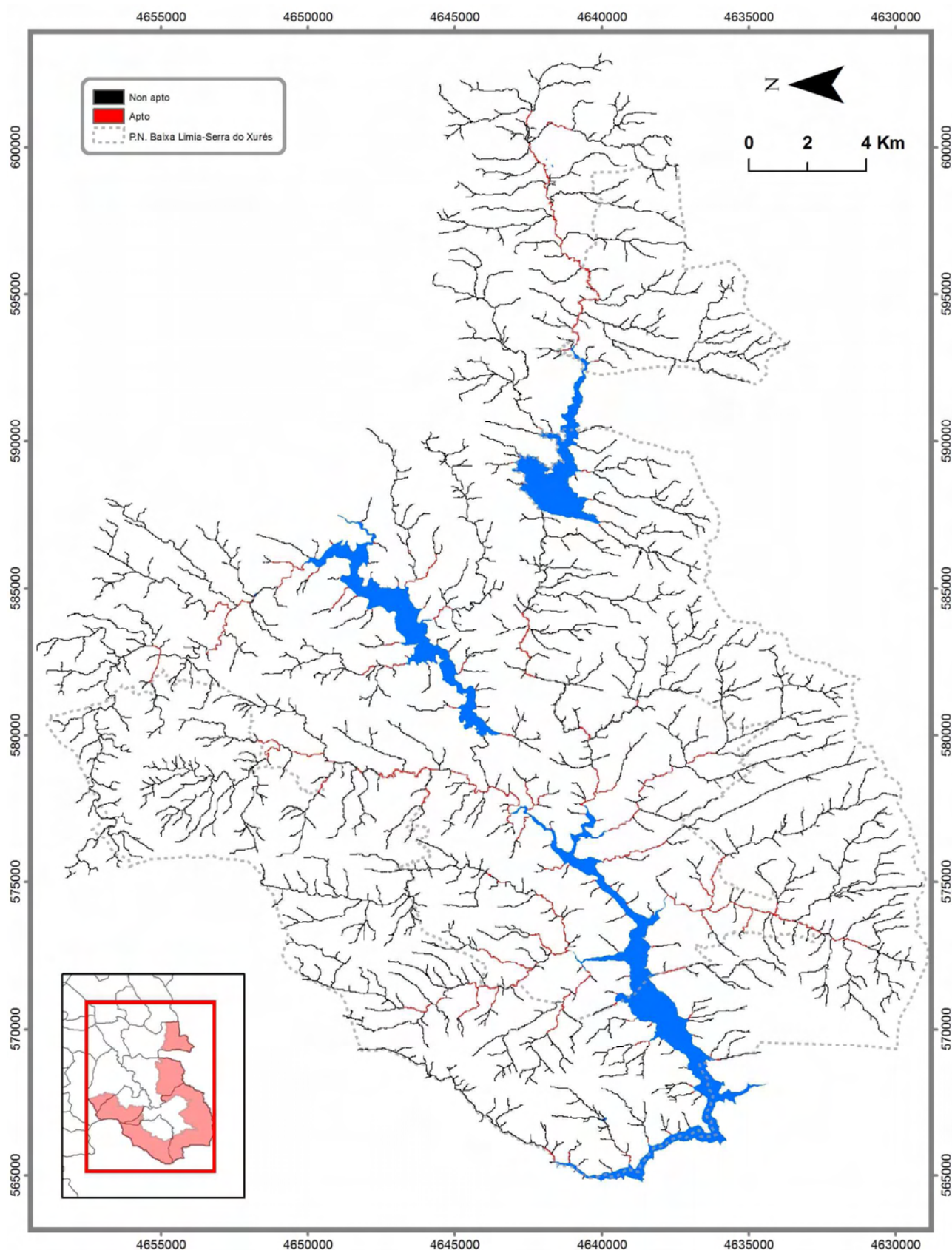


Figura 14. Representación espacial do resultado do modelo axustado para *Neovison vision*.

O axuste logrado semella axeitado, cun valor medio de AUC de 0,947 ($\pm 0,032$, $n=10$) (Figura 10). As variables máis informativas para predicir a presenza de *Neovison vison* na área de estudo serían a distancia á desembocadura e a orde do tramo fluvial (Strahler ord). A distancia á desembocadura e a altitude son as variables coas ganancias máis altas cando se utilizan illadamente, polo tanto semellan ter a información máis útil por si mesmas; as variables que máis fan decrecer a ganancia cando son omitidas son a distancia á desembocadura e a orde fluvial, polo tanto semellan ter información que non está contida nas restantes variables (Figura 15).

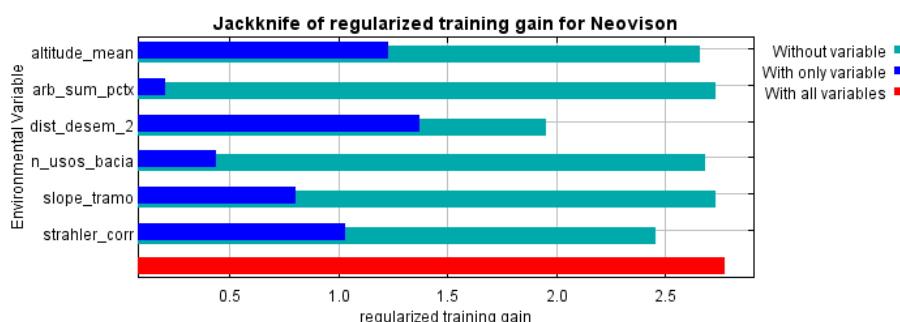


Figura 15. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable, en base aos datos utilizados para adestrar o modelo. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas. As variables máis informativas para predicir a presenza de *Neovison vison* na área de estudo serían a distancia á desembocadura e a orde do tramo fluvial (Strahler ord). A distancia á desembocadura e a altitude son as variables coas ganancias máis altas cando se utilizan illadamente, polo tanto semellan ter a información máis útil por si mesmas; as variables que máis fan decrecer a ganancia cando son omitidas son a distancia á desembocadura e a orde fluvial, polo tanto semellan ter información que non está contida nas restantes variables. A ganancia (gain) é un estatístico que mide canto de ben unha variable ecoxeográfica diferencia localidades onde a especie está presente con respecto á totalidade da área de estudo.

Os resultados do modelo son consistentes cando se testa con datos non utilizados no seu axuste (Figura 16), ou se se utiliza o valor do AUC no testado (Figura 17). Igualmente o comportamento da omisión media do modelo que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de visón americano semella moderadamente satisfactorio, cinguíndose á omisión predita, aínda que as desviacións observadas son amplas (Figura 18).

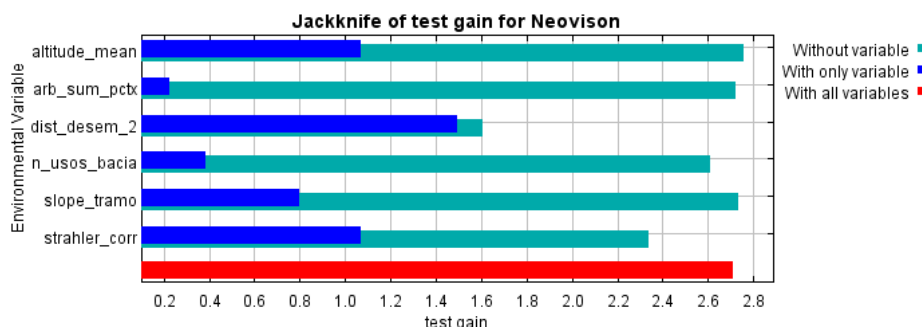


Figura 16. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable, en base aos datos utilizados para testar o modelo de distribución potencial de *Neovison vison*. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

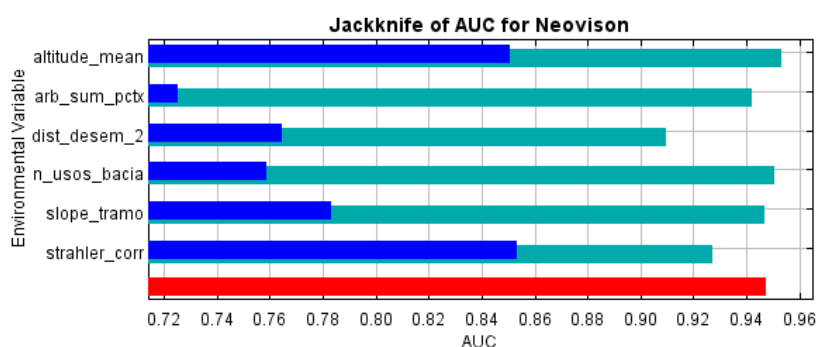


Figura 17. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable, en base ao valor de AUC (Area Under the Curve). Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

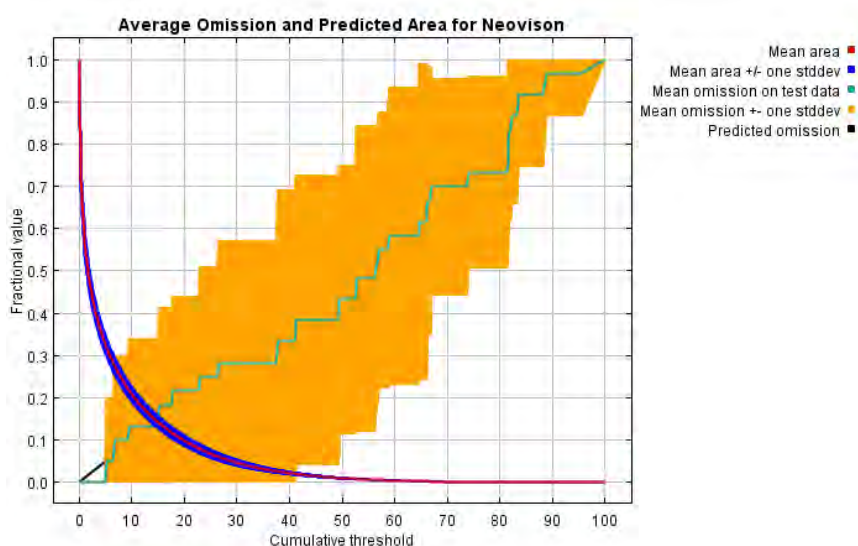


Figura 18. Omisión media e área predita do modelo que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Neovison vison* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation).

De acordo coa representación espacial do modelo, o hábitat máis axeitado para o visón na área de estudo englobaría o curso principal do río Salas augas arriba do encoro de Salas, o cauce principal dos ríos Caldo, Agro, Grou, Cadós e San Paio, e os tramos baixos de toda a rede fluvial que desembocan nos encoros de Lindoso, As Conchas e Salas.

O modelo clasificou correctamente o 87,5% dos puntos nos que se detectaron visóns ($n=24$). Con todo, ao non efectuarse mostraxes específicas para a detección de visóns [requiren dunha metodoloxía propia, e da prospección de tramos fluviais de ao menos 600 m (Melero, 2007)], non se dispón de puntos negativos fiables para avaliar o grao de corrección da súa clasificación. Si se dispón dun dato novo de presenza, obtido cunha cámara de fototrampeo na contorna do encoro de Salas, nunha sección fluvial clasificada como non apta polo modelo, aínda que conectado a unha sección apta, conectada á súa vez co sinalado encoro. Á vista deste resultado, cabería esperar que os visóns se estenderan augas arriba das seccións fluviais conectadas aos encoros, e clasificadas en moitos casos como non axeitadas. Deste feito derívase a necesidade de mellorar os modelos desenvolvidos con novos datos de presenza e novas variables predictivas.

No que respecta aos rangos de mostraxe das variables utilizadas na modelización, as clases 1 e 5 da orde fluvial están pouco mostreadas ($n=3$ e $n=5$, respectivamente); a pendente só se mostreou no rango 0 - 26 m; a altitude media de sub-bacías no rango 345 – 1111 m s.n.m.; a distancia á desembocadura no rango 0-8000 m aproximadamente; e o número de usos no rango 2-9, aínda que as clases 2 e 3 están pouco representadas (consultar Anexo XI).

En base aos resultados do modelo, a probabilidade de presenza de visón americano na área de estudo mantendo as restantes variables nos seus valores medios de mostraxe, é máxima (0,2) a altitudes medias ao redor dos 400 m s.n.m., decrecendo progresivamente até os 1.100 m; con coberturas arbóreas nas beiras de algo máis do 80% (probabilidade de 0,25); nas desembocaduras dos ríos nos encoros (0,6 aproximadamente); en tramos fluviais cun elevado número de usos nas súas bacías (0,25 aproximadamente); en tramos con desniveis inferiores ao 5% (0,15); e en tramos fluviais de orde 5 (0,35) (Figura 19). O comportamento de cada unha destas variables queda mellor perfilado cando se observan os gráficos de probabilidade de presenza para cada unha delas por separado (Figura 20).

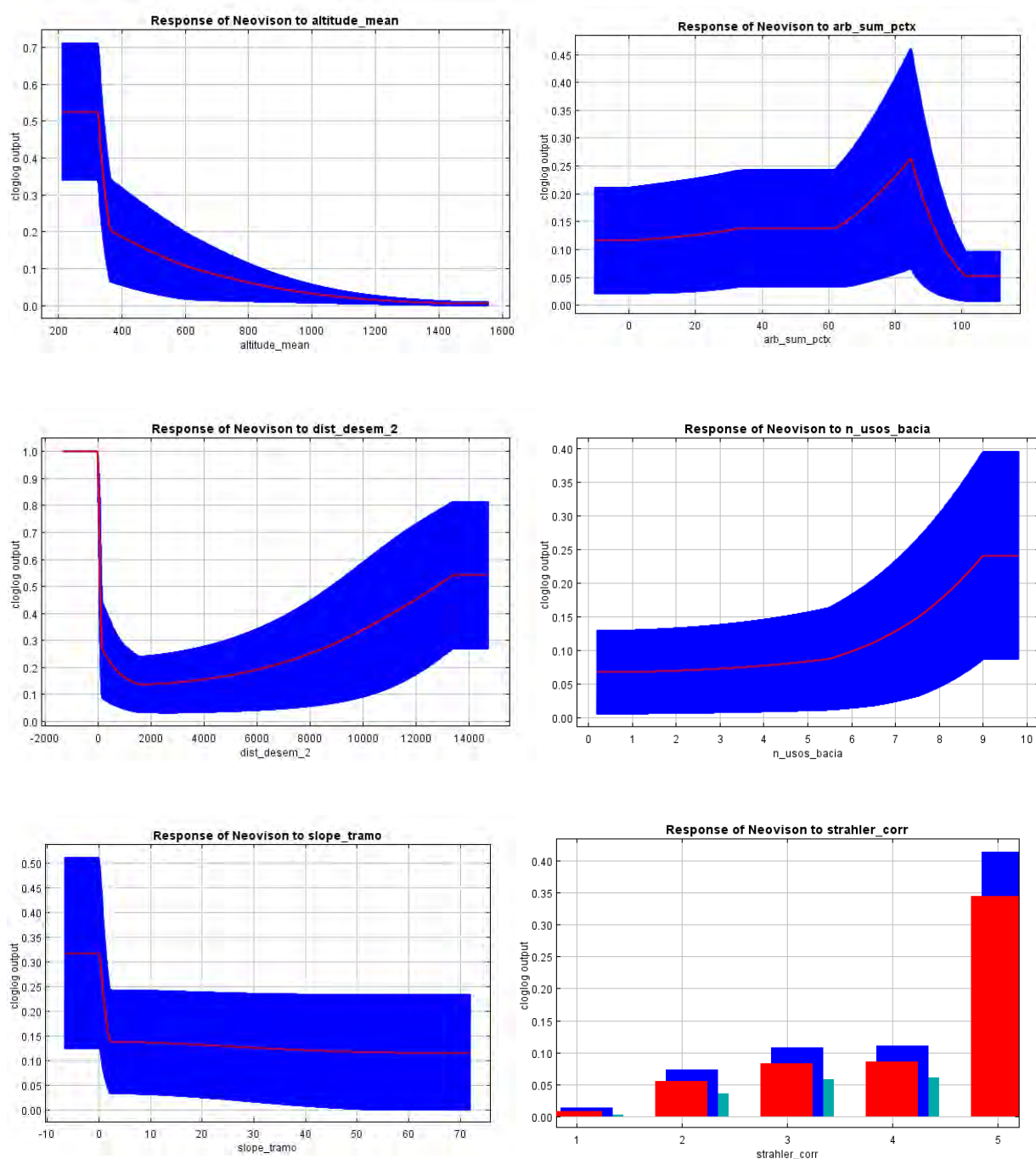


Figura 19. Curvas de resposta do modelo para *Neovison vison*. Amosan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie cambia en función de cada unha das variables mantendo todas as restantes nos seus valores medios de mostraxe. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (liña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).

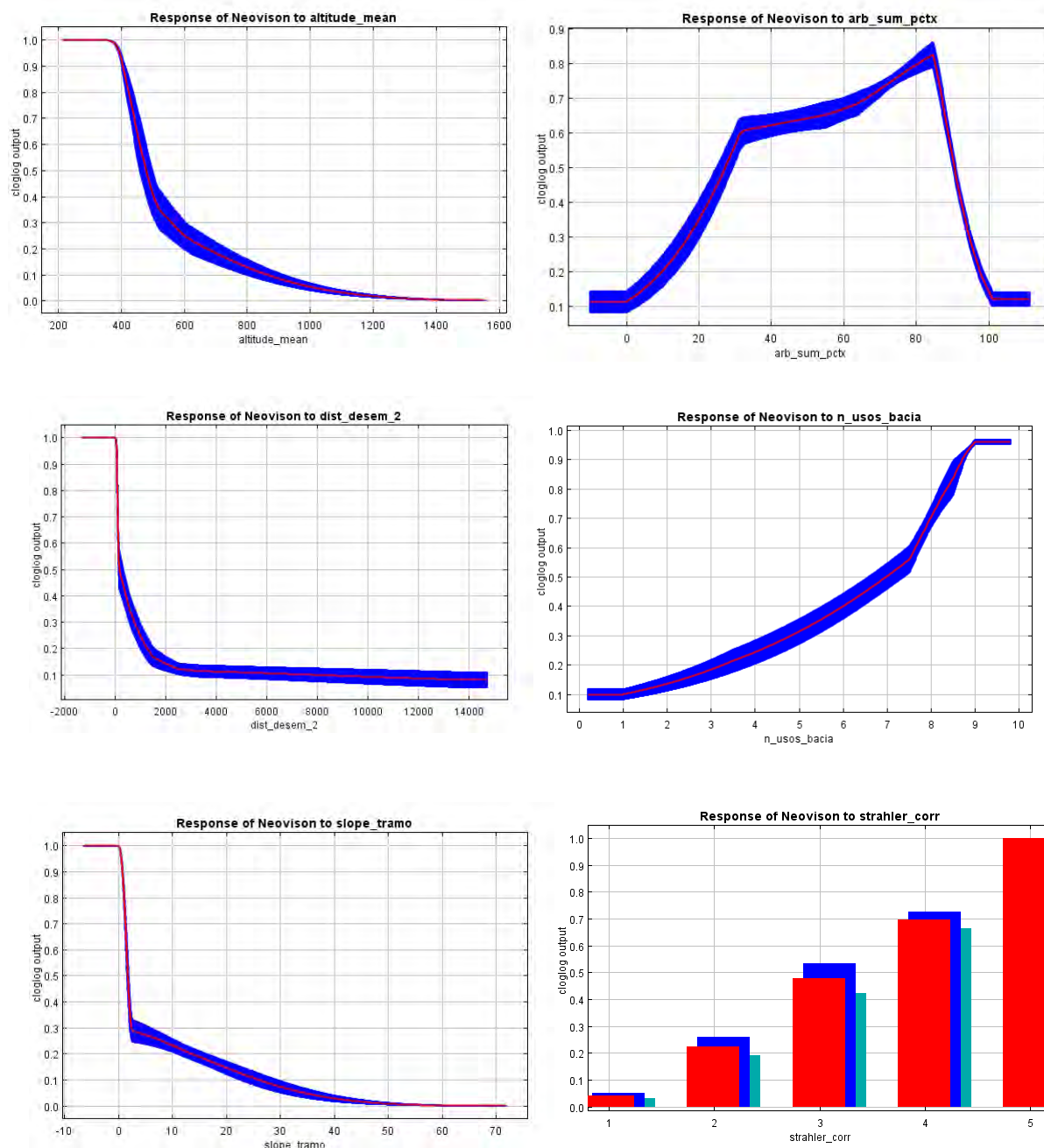


Figura 20. Curvas de resposta do modelo para *Neovison vison* utilizando individualmente cada variable. Amosan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie varía en función de cada unha das variables por separado. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (liña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).

3.3.3. Trampeo de visón americano e mapache

A efectos de deseñar a mellor estratexia de trampeo de visón americano, solapáronse as áreas de distribución potencial deste mustélido e a da toupa de auga obtidas en base aos traballos de modelización, co obxectivo de identificar os lugares de coincidencia potencial de ambas especies. Segundo se recolle no Mapa 8, identificáronse así como principais áreas de potencial coincidencia de ambas especies o cauce principal do río Salas augas arriba do encoro de Salas; un sector intermedio deste mesmo río augas abaixo do encoro; o cauce principal dos ríos San Paio, Caldo, Agro, Grou e Cadós; e os tramos baixos de numerosos cursos de menor entidade. Tendo en consideración o limitado esforzo de captura previsto no Servizo fronte a ampla área potencial de trampeo, estimouse oportuno priorizar aquelas zonas onde durante a execución do presente estudo se recolleron evidencias directas da presenza de visón americano e toupa de auga, e da predación de *Galemys pyrenaicus* por parte do mustélido (ver apartados anteriores). No caso do mapache, considerouse oportuno concentrar as tres trampas dispoñibles no sector onde se obtivo a única evidencia de presenza da especie, no río Salas.

En base a todo o anterior, seleccionáronse 12 tramos fluviais de trampeo, que se recollen no Mapa 9. Na Táboa 12 indícanse a lonxitude de cada tramo, o número e modelo de trampas, as datas de inicio e final de trampeo e o total de xornadas activas.

Tramo	Río (Sector)	L	Nº	Especie	Inicio	final	X
1	Vilameá (A Devesa)	99	4	Visón americano	08/09/2020	22/09/2020	56
2	Caldo (Carballeda)	24	2	Visón americano	08/09/2020	22/09/2020	28
3	Caldo (A Devesa)	453	16	Visón americano	08/09/2020	22/09/2020	224
4	Salas (Reparade) (1)	116	3	Mapache	09/09/2020	12/11/2020	167
5	Caldo (Bubaces)	418	10	Visón americano	22/09/2020	21/10/2020	266
6	Caldo (Sta. Eufemia)	91	2	Visón americano	22/09/2020	21/10/2020	58
7	Lobios (Fondevila)	586	7	Visón americano	22/09/2020	07/10/2020	105
8	San Paio (Portaxe)	358	6	Visón americano	07/10/2020	20/10/2020	78
9	Salas (Reparade) (2)	83	3	Visón americano	07/10/2020	12/11/2020	108
10	Salas (Randín)	251	5	Visón americano	22/10/2020	11/11/2020	100
11	Cadós (Corvelle)	91	5	Visón americano	22/10/2020	10/11/2020	95
12	Grou (Facós)	177	2-5	Visón americano	22/10/2020	12/11/2020	74

Táboa 12. Tramos fluviais onde se instaláron trampas específicas para a captura de visón americano ou mapache. Id.: Identificador (ver Mapa 9); L: Lonxitude (m); Nº: Número de trampas por tramo; Especie: modelo de trampa empregada; datas iniciais e finais de trampeo; X: Número de xornadas/trampa, descontados períodos de inactividade por asolagamento e outras incidencias.

Dúas das tres trampas para mapache instaladas no Salas en Reparade permaneceron nos mesmos puntos durante todo o período de trampeo, pero unha terceira foi desprazada a unha segunda ubicación (aproximadamente a 30 m de distancia) o 04/11/2020.

En total, acumuláronse 1.192 trampas/xornada en trampas específicas para visón americano e 167 en trampas de mapache. Na Táboa 13 recóllense por orde cronolóxica os detalles das capturas das especies obxectivo efectuadas durante a execución do estudo (Figura 21). Capturas adicionais foron sendos exemplares de algaria (*Genetta genetta*, tramo 1) e gato doméstico (*Felis catus*, tramo 5) e dúas garduñas (*Martes foina*) no tramo 4.

Especie	Tramo	Data	Días	Sexo	Idade
Visón americano	4	25/09/2020	16	Femia	Nova
Mapache	4	25/09/2020	16	Femia	Adulta
Visón americano	10	30/10/2020	8	Femia	Adulta

Táboa 13. Exemplares das especies obxectivo capturados durante os trampeos. Tramo fluvial, data de captura, días transcorridos desde a instalación da trampa e sexo e idade do exemplar.



Figura 21. Mapache e visóns americanos (arriba exemplar do tramo 4 e abaixo do tramo 10) capturados durante os trampeos desenvolvidos.

O resultado do esforzo de trampeo desenvolvido foi a captura de sendos exemplares de visón americano e mapache no tramo de trampeo 4 (río Salas entre Reparade e A Cela) o día 25/09/09, ambos capturados en trampas para mapache. O visón era unha femia nova e o mapache unha femia adulta, que non foi posible comprobar se se trataba dalgún dos exemplares identificados por fototrampeo. Un segundo exemplar de visón (femia adulta, segundo información facilitada polo Centro de Fauna Salvaxe do Rodicio) foi capturado o día 30/10/2020 no tramo 10 (río Salas en Randín). A taxa de captura para visón americano, sumando ás trampas para a especie as trampas para mapache cando tiveron cebo animal (50 trampas/xornada), foi de 0,16 exemplares/100 trampas xornada.

Segundo a información facilitada por Luís Antonio Rubiños Martínez, Capataz do Parque Natural, a experiencia previa de trampeo de visón americano na área de estudo remóntase a hai 10-12 anos (2008-2010), cando durante varios meses en primavera e outono, instaláronse seis trampas (puntualmente até oito) en varios tramos baixos de diversos ríos e arroios vertentes ao encoro de Lindoso (entre eles o río de Lobios). Estimando 5-6 meses de trampeo e un número medio de 6,2 trampas por xornada pode calcularse un esforzo de 930-1116 trampas/xornada. Co mesmo modelo de trampa empregado na presente experiencia e usando como cebo penso húmido industrial para visón, as capturas totais estímase arredor de 10 exemplares, o que arrojaría unha taxa de capturas de 0,89-1,07 exemplares/100 trampas xornada.

O nivel de éxito das capturas da presente experiencia de trampeo pode cualificarse de baixo. Por exemplo, Melero *et al.* (2010) reportan para Cataluña, niveis de captura medios de 1,08 exemplares/100 trampas noite ($sd \pm 0,47$, $n = 9$) para poboacións sometidas a traballos de control, e de 2 exemplares/100 trampas noite ($sd \pm 0,08$, $n = 4$) para poboacións non controladas.

A capturabilidade podería verse afectada por cambios no nivel de actividade da especie ao longo do tempo, con todo, Melero *et al.* (2011) non detectaron este tipo de cambios entre os meses de outubro e febreiro nunha localidade de estudo en Cataluña. Dunstone (1993) sinala que os visóns son capturados con maior frecuencia a finais de verán, cando na poboación predominan os exemplares xuvenís, e durante a tempada de apareamento, cando predominan os machos adultos (Gerell, 1971). Este patrón estacional semella ser moi común, e está correlacionado cun incremento da mobilidade da especie nesas épocas. Os trampeos

no Xurés desenvolvéronse ao longo dos meses de setembro, outubro e novembro, a priori meses bos para as capturas. Dunstone (1993) sinala tamén que é frecuente que nos primeiros catro días se produzan numerosas capturas, e que estas descendan notablemente nos seguintes seis días. Este foi o patrón observado na anterior campaña de control desenvolvida na área de estudo.

Quizais o factor máis relevante no número de capturas sexa a abundancia inicial da especie (Dunstone, 1993), e a explicación principal dos baixos niveis de captura se deban a un tamaño de poboación pequeno. Con todo, Dunstone (1993) destaca tamén como factores relevantes a habilidade dos trampeadores, e as “operacións de control”, xa que os visóns poden facerse moi cautelosos. Sobre este particular, na selección dos lugares de instalación das trampas e na súa activación participou un dos gardas que traballara na primeira campaña de control hai 12 anos, trampeando incluso nos mesmos lugares onde se capturaran exemplares, polo que resultaría pouco probable vincular a baixa capturabilidade con aspectos vinculados á selección dos lugares de montaxe ou á activación das trampas.

3.4. Propostas de medidas de conservación

A estratexia para a conservación da toupa de auga en España (Gobierno de España, 2014), sinala como as principais ameazas para a especie as que se especifican a continuación. Englobadas dentro do epígrafe perda ou degradación de hábitat: 1) creación de barreiras artificiais, 2) detracción de caudais, 3) deterioro do leito fluvial (entre outros, por vertidos, colmatación por cinzas arrastradas polas chuvias tras lumes forestais, extraccións de áridos ou canalizacións), 4) contaminación da auga, 5) perda ou degradación da vexetación de ribeira e 6) obras públicas de diverso tipo. As alteracións climáticas e secas; a depredación por especies exóticas invasoras (ao menos *Neovison vison* e *Procyon lotor*); e a mortalidade accidental, non natural, en infraestruturas hidráulicas e como resultado de actividades de pesca ilegal utilizando lixivia, cal vivo e/ou produtos similares, así como artes de pesca de enmalle (trasmallos).

Quizais o principal problema de conservación da toupa de auga na área de estudo, ou ao menos o máis aparente, sexa o efecto barreira inducido polos encoros de Lindoso, Salas e As Conchas, que illarían os diferentes núcleos poboacionais existentes nas diferentes bacías dos ríos que verten nestes encoros. Con todo, a estacionalidade de parte dos cursos debe terse en conta tamén. A peor seca meteorolóxica rexistrada refírese ao ano 1977/78, cunha precipitación mensual de só o 5% respecto á precipitación media mensual dos meses de xullo e agosto (os máis críticos para a área de estudo).

No Anexo I recóllense os factores de interacción detectados nos 67 tramos fluviais inspeccionados que poden incidir (positiva e/ou negativamente) no estado de conservación da toupa de auga. Entre eles están unha forte carga gandeira na contorna, incendios forestais, a captación de caudal para rega e/ou abastecemento; talas de arborado en beiras; proximidade a saltos hidroeléctricos; residuos sólidos nas beiras/cauce; marxes artificiais; obstáculos artificiais no cauce; variación de caudal por aproveitamentos hidroeléctricos; vertidos de augas residuais; azudes artificiais de media entidade; vexetación arbórea exótica nas beiras; tramos de cauce artificial baixo estradas; a presenza de lontra; e a presenza de especies depredadoras exóticas (visón americano).

Os factores de interacción máis frecuentes foron as captacións de caudal (en 12 tramos, 17,9% do total) o os incendios forestais (en 10 tramos, 14,9%). As detraccións de caudal,

habitualmente destinadas ao rego de fincas, son especialmente delicadas en cursos de pouco caudal, e en dous casos secaron por completo o cauce augas abaixo da captación. Con todo, con frecuencia vense acompañadas de pequenos azudes que reteñen auga nos momentos máis severos da seca estival, e que poden ser críticos para a conservación de determinados núcleos poboacionais cando non existen pozas naturais no río. Débeselle prestar especial atención ás tomas, xa que se son tubos de plástico sen protección, poden atrapar a toupas de auga e inducir mortalidade non natural.

No que respecta aos incendios, non está cuantificado o seu efecto no hábitat da toupa de auga na área de estudo, pero cítase que o arrastre de cinza e restos vexetais queimados aos cauces altera as comunidades de invertebrados (p.ex. Gresswell, 1999; Mindshall, 2003), o que alteraría a dispoñibilidade de recursos tróficos para a toupa. Igualmente, a perda da cuberta vexetal nas beiras dos ríos e nas súas bacías, facilita o arrastre de areas e gravas ao cauce que, en episodios de fortes precipitacións, cubrirían de forma repentina os leitos naturais, alterando as comunidades de macroinvertebrados que serven de alimento ás toupas de auga (Gresswell, 1999; Mindshall, 2003; Verkaik, 2015). Ademais, a existencia de pistas atravesando os cauces facilita a entrada destes sedimentos.

Ademais do efecto barreira que deben estar a causar os grandes encoros da área de estudo, existen outros dous de menor tamaño localizados nos ríos Cadós e Grou, que poden estar impedindo a comunicación entre os núcleos poboacionais ou poboacións de toupa de auga localizadas augas arriba e abaixo dos saltos. Ambos represamentos contan con escalas para peixes que poderían ser utilizadas polas toupas de auga, quen posteriormente quizais poderían ser capaces de superar os tramos de auga encorada e chegar a hábitats propicios augas arriba. Con todo, estímase pouco probable que isto poida suceder no caso da minicentral do río Grou (Central de Frago, construída no ano 2002), debido a unha mala conexión da escala co río, e a unha elevada lonxitude da mesma, aspectos que deberían ser corrixidos.

A lontra é un integrante máis do ecosistema do que forma parte a toupa de auga, e un depredador natural do mesmo, polo que a dinámica poboacional da lontra pode afectar sen dúbida á dinámica das toupas de auga. Este mustélido foi localizado en 30 dos 67 tramos mostreados para *Galemys pyrenaicus* (44,8%, ver Anexo I), e noutros catro tramos revisados de xeito non sistemático (Mapa 10). A creación dos encoros de As Conchas, Salas e Lindoso,

tería facilitado, a xeito de hipótese, o incremento dos efectivos da especie na localidade, grazas a un teórico incremento da oferta trófica, vía un aumento da superficie do hábitat acuático, e da introdución de especies exóticas invasoras (p.ex. perca americana – *Micropterus salmoides*-, perca sol –*Lepomis gibbosus*- e caranguexo americano - *Procambarus clarkii*-), que terían aumentado a biomasa de recursos accesibles. Con todo, semella que a abundancia de troita na área de estudo tería diminuído. A presenza de lontras faise moi manifesta nas desembocaduras dos cauces fluviais nos encoros da zona, e a presión sobre a toupa de auga nestas áreas podería ser elevada. Nunha destas zonas localizáronse restos de toupa de auga nun excremento deste mustélido.

A lontra é un mustélido especializado na captura de presas acuáticas, e máis do 80% da súa dieta está constituída por peixes (McDonald, 2002), mentres que o visón americano é unha especie máis xeralista, e na súa dieta inclúe presas acuáticas e terrestres en proporción variable (Dunstone, 1993). Cando as dúas especies coexisten en simpatría, as dietas tenden a diferenciarse; así, ante elevadas densidades de lontra, o visón cambia a tipoloxía de presas consumidas, pasando de presas acuáticas a terrestres (Clode & MacDonald, 1995; Melero, 2007). Bonesi *et al.* (2004) sinalan que o aproveitamento que fai do hábitat o visón vese afectado pola competencia coa lontra. E García *et al.* (2009) detectan cambios estacionais da presenza de sinais de visón americano en relación coas de lontra. En verán, en ausencia de lontra, atoparon indicios de presenza de visón americano na maioría dos puntos mostreados, mentres que en inverno, con presenza de lontra, non se atoparon indicios de visón na maior parte destes sitios. A abundancia e presenza de visón americano tendería a diminuír se na zona habita a lontra (Bueno, 1996; Ruiz-Olmo *et al.*, 1997). Con todo, en zonas de baixa densidade poboacional de lontra, a competencia non sería suficiente para observar ese efecto control, debido ao carácter xeralista do visón (Melero, 2007). En ausencia de lontras, o visón americano adoptaría as súas preferencias tróficas, caracterizadas por unha elevada proporción de presas acuáticas. Cando as densidades de lontra se incrementan, o visón americano veríase forzado a cambiar a súa dieta cara a especies terrestres, pero se as presas son escasas, o visón entraría en conflito directo coas lontras e, como é o competidor subordinado (a ratio de tamaño corporal entre as dúas especies é de 7:1 a favor das lontras, Persson, 1985), o resultado sería o abandono do territorio ou ser atacado polas lontras (Melero & Palazón, 2017). Con todo, a coexistencia entre lontras e visóns americanos pode depender non só da densidade das primeiras, senón da dispoñibilidade de presas

alternativas. A lontra non eliminaría ás poboacións de visón americano, pero pode ser capaz de reducir á metade a densidade das súas poboacións (Bonesi *et al.*, 2004).

A lontra podería estar exercendo algún tipo de control sobre os efectivos e a área de distribución do visón americano na localidade. Este último foi localizado en seis dos 67 tramos mostreados para *Galemys pyrenaicus* (8,9%, ver Anexo I) fronte aos 30 da lontra (44,8%). En catro dos tramos con visón detectáronse indicios de presenza de lontra (66,7%). Ademais, dos catro puntos revisados de xeito casual nos que se detectou visón, na metade había tamén indicios de lontra. Con todo, estes datos deben interpretarse con precaución, xa que non se desenvolveron mostraxes específicas para a detección de ningún dos dous mustélidos. Para a detección de lontra recoméndase a prospección de tramos fluviais de 600 m de lonxitude (p.ex. Ruiz-Olmo & Delibes, 1998). Para o visón, Melero (2007) determinou en Cataluña que para transectos de 600 m, a probabilidade de detectalo é do 75% entre decembro e febreiro, e considerando tamén os meses de marzo e abril, do 65%. Sinala tamén que con transectos de 100 m, a probabilidade descende ao 63% para os meses invernales, e ao 36% se se incorporan os meses de marzo e abril.

Estímase que as medidas de conservación da toupa de auga na área de estudo deben estar dirixidas, por unha parte cara a unha mellor xestión dos recursos hídricos, en especial ante episodios de cambio climático severo, que serán cada vez máis frecuentes e acentuarán as necesidades de auga para rego e outros usos. Para abordar de xeito eficiente esta labor, é conveniente confeccionar un listado preciso das captacións que se están a producir, describir como se regula o uso da auga nas mesmas, e determinar con precisión o impacto nos cursos fluviais afectados.

Igualmente débense destinar esforzos ao control de depredadores exóticos, en especial o visón americano. Neste caso é recomendable afondar no coñecemento do impacto desta especie nos efectivos de toupa de auga, e tamén na ecoloxía do propio visón, en especial no que respecta á súa distribución na área de estudo, a súa dinámica poboacional e os factores que a regulan. É crítico ademais eliminar a posibilidade de entrada de novos exemplares á natureza procedentes de granxas peleteiras. É necesario ademais que os traballos de control poboacional de visón americano sexan continuados no tempo, e deben estar enmarcados nunha estratexia ben definida e xustificada. Os obxectivos desta estratexia poderían ser unha redución notable de efectivos en áreas focalizadas de especial interese, e o mantemento xeral

dun número baixo de exemplares minimizando a reprodución e a inmigración compensatoria (o desprazamento de exemplares cara zonas non ocupadas pola especie), neste último caso optimizando a efectividade do proceso de eliminación, e tendo en consideración que a inmigración compensatoria vese afectada por factores vinculados tanto á zona de control como a zonas externas á mesma (Oliver *et.al.*, 2016).

Ademais, conseguir unha diminución da incidencia de incendios forestais na área de estudo é tamén un factor relevante.

Débese sinalar tamén que moitos dos impactos rexistrados son corrixibles, e evitables no futuro a través da definición e aplicación de boas prácticas en aspectos como o paso de diversas vías de comunicación por riba de cursos fluviais, as captacións de auga a través de tubos, ou as escalas para peixes, entre outros, incorporando os requirimentos das toupas de auga. En Lim *et al.* (2020) recóllense graficamente diversas formas de corrixir estes impactos. No Anexo XII recóllese unha escolma fotográfica con exemplos de cada tipoloxía de impacto identificado.

Estímase que a xestión da toupa de auga na área de estudo debería afrontarse agrupando aquelas sub-bacías que verten nun mesmo punto nos grandes encoros existentes (Conchas, Lindoso e Salas). Cada unha destas sub-bacías constituirían unidades de conservación, que deberían ser xestionadas individualmente. Deberíase avaliar ademais o grao de illamento dos efectivos das toupas de auga entre estas unidades de conservación, e determinar o risco de extinción da especie en cada unha delas.

As poboacións máis sensibles localizaríanse nos cursos e tramos fluviais máis susceptibles de quedarse secos en período estival. A este respecto, estímase que todos os cursos augas arriba do encoro de Salas e que verten no propio río Salas son especialmente vulnerables.

É conveniente ademais o desenvolvemento de novas mostraxes específicas de testado dos resultados dos modelos de distribución potencial das toupas de auga, que non estiveron ao alcance do presente Servizo.

A continuación ofrécense comentarios específicos para cada un dos cursos fluviais onde se desenvolveron mostraxes, cuxa situación pode consultarse no Mapa 2.

Río Cadós

No río Cadós mostreáronse un total de catro tramos fluviais de orde 3 e 4, con bacías a altitudes medias comprendidas entre os 1111 e os 656 m s.n.m., e a 11, 8, 6,5 e 2 quilómetros da desembocadura no encoro das Conchas. Nos catro puntos detectáronse excrementos de toupa de auga; e pelos da especie nun excremento de visón americano ao norte de Corvelle (no segundo punto máis afastado da desembocadura, nun tramo denominado río do Foxo no topográfico 1:50.000), e nun excremento propio na Corga de Corvelle, moi próximo a esta localidade .

Entre os factores de interacción observados están a existencia dunha forte carga gandeira no punto máis afastado da desembocadura (Anexo XII, Foto 1), e a central hidroeléctrica de Cadós, por riba do tramo máis próximo á desembocadura. Este salto, de 63,95 m de desnivel, caudal de 3.500 l/s e muro de aproximadamente 5 m de altura, aínda que dispón dun paso para peixes e ten establecidos caudais ecolóxicos, pode ser un obstáculo insuperable para as toupas de auga, e illar aos efectivos augas arriba e abaixo do mesmo.

No que respecta á presenza de lontra, detectáronse excrementos no tramo do río do Foxo, e na contorna do Salto de Cadós, tanto augas arriba como augas abaixo do mesmo, e foi fotrampeada no tramo ao N de Corvelle. O modelo de hábitat potencial axustado para visón americano, identifica como axeitados catro sectores deste río, un xunto á desembocadura no encoro das Conchas, outros dous na contorna do salto de Cadós, e un último tramo na Corga de Corvelle, ao sur desta localidade.

Ríos Grou e Limia entre os encoros das Conchas e Lindoso

No río Grou mostreáronse seis tramos, atopándose excrementos de toupas de auga en todos eles. Ademais, en tres localizáronse pelos da especie.

As bacías destes tramos se atopan a altitudes medias comprendidas entre os 946 e os 384 m s.n.m., son de orde 3 e 4, e distan 8, 6, 5, 3,5 e 1 quilómetro da desembocadura no río Limia. O factor de interacción máis destacado é o salto De Fragoso, cun desnivel de 112 m, un caudal de 4000 l/s e unha altura de muro de 9 m (cálculo propio). O salto ten asignado un caudal ecolóxico de 200 l/s, e dispón de escala para peixes, pero tendo en conta a súa lonxitude (aproximadamente 228 m, 100 dos cales están totalmente pechados, o que impediría a saída a terra de calquera animal non exclusivamente acuático que puidera ter entrado) e dificultades de acceso no seu extremo inferior (Anexo XII, Foto 2), semella pouco

probable que as toupas de auga teñan capacidade para utilizala con éxito, e os efectivos da especie por riba e por baixo deste encoro poderían estar illados. Con todo, Chora & Quaresma (2001), no río Paiva en Portugal, reportan o franqueo por parte da especie dun encoro cun muro de 5 m de altura, utilizando unha escala para peixes. Gillet (2015) reporta, a través de análises xenéticas de excrementos, que un exemplar franqueou en Francia unha presa en pedra de 10 m de altura e 86 m de lonxitude. E en Lim *et al.* (2020), infórmase da observación dunha toupa de auga franqueando o muro dun salto de máis de 2 m de altura, aínda que facilitado pola existencia de rugosidades e vexetación.

No tramo localizado no río do Rabo da Besta (Id 31), localizouse unha captación de auga para rego. No tramo do río Barxada (Id 32) observouse unha superficie de matogueiras queimadas aínda fumeantes (Anexo XII, Foto 3); e xa na desembocadura no Limia, un azude de formigón, que podería dificultar o tránsito da especie, pero non impedilo. Con todo, este azude podería ofrecer potenciais lugares de refuxio ás toupas de auga. En canto á lontra, detectáronse os seus excrementos nos dous tramos máis baixos.

No río Limia mostreáronse tres tramos, un deles nun sector baixo o influxo das cheas do encoro de Lindoso, onde non se detectaron indicios de presenza de toupas de auga; e outros dous onde si, un mesmo na desembocadura do Grou, e outro a 175 m augas arriba deste punto. Este sector do río Limia foi considerado como de orde 1, con “nacemento” no muro do encoro das Conchas., aínda que o seu caudal non se corresponde co dun curso desta orde. O río Limia está moi alterado, e vese sometido a variacións de caudal vinculadas á auga liberada do encoro das Conchas (que afectan aos dous tramos máis altos mostreados), e ao turbinado da Central Hidroeléctrica das Conchas, que traballa con auga deste encoro e do encoro de Salas, responsable das repentinas variacións de caudal no tramo máis baixo mostreado, que permanecería ademais somerxido baixo as augas do encoro de Lindoso en determinadas épocas do ano. Detectáronse ademais excrementos de lontra nos dous puntos máis extremos, e a súa presenza veríase facilitada en todo o río pola abundancia de recursos tróficos (peixes e caranguexo americano).

Durante as mostraxes non se detectou a presenza de visón americano, pero o modelo de distribución potencial axustado sinala ao cauce do Limia e ao cauce principal do Grou como hábitat axeitado para a súa presenza. Existen ademais rexistros non recentes de visón nas beiras do Limia neste sector, e na cola do encoro de Lindoso.

Rego de O Eido

O rego de O Eido é un curso cunha bacía de moi pequenas dimensións, situada a unha altitude media de 600 m s.n.m., no que se visitaron dous pequenos tramos moi próximos, referenciados cun único identificador (Id 5). Localízanse nunha zona moi influenciada pola actividade humana, na que se detectaron talas de arborado nas beiras, cultivos de eucalipto, vertidos de lixo, canalizacións artificiais e unha captación de auga a través dun tubo de PVC de aproximadamente 5 cm de diámetro. O primeiro tramo é de orde 1, e practicamente non tiña caudal na data da visita (19 de agosto); o segundo, de orde 2, levaba auga suficiente para que a toupa de auga puidese estar presente, aínda que non foi detectada. Con todo, só un dos tres modelos de distribución potencial axustados clasifica como apto a un sector deste rego, tamén identificado como axeitado para a presenza de visón americano.

Os dous tramos sinalados sitúanse na contorna dos 324 m da desembocadura na cola do encoro de Lindoso, nun sector sometido a frecuentes variacións de caudal vinculadas á actividade da Central Hidroeléctrica de As Conchas; con todo, conserva vexetación forestal nas súas beiras, o que sinalaría períodos de inundación vinculados ao encoro, breves e non habituais.

Río Pacín

No río Pacín mostreáronse tres tramos fluviais, de orde 3 e 4, localizados a 5,2, 2,1 e 1,5 quilómetros da desembocadura, e con superficies de bacía comprendidas entre 845 e 477 m. s.n.m. En todos eles detectáronse excrementos de toupa de auga.

Entre os factores de interacción observados destaca un azude no lugar de A Ponte Nova, que encora auga aproximadamente 80 m cauce arriba, e afecta ao tramo revisado. Deste derívase caudal que semella incorporarse augas abaixo dunha área habilitada para baño, aínda que non se comprobou se podía ser utilizado tamén para rego. Por baixo deste azude existen ademais unhas comportas de madeira destinadas a reter auga en período estival para unha praia fluvial, que artificializa ademais a beira dereita do río nunha lonxitude de 110 m (ver Anexo III). Augas abaixo destas comportas, e coincidentes ao menos coa superficie dunha área recreativa, o caudal do río vese minguado considerablemente polo efecto destas comportas. Detectáronse indicios de presenza de lontra nos tres tramos mostreados, e o modelo de hábitat potencial para visón americano identifica como axeitados diferentes

sectores do río, desde a praia fluvial sinalada até a súa desembocadura no encoro de Lindoso.

O río Pacín únese ao Agro antes de desembocar ambos no encoro de Lindoso, polo que os efectivos de toupa de auga de ambos cauces poderían, ao menos potencialmente, estar conectados. Por este motivo, a efectos de xestión, deberían considerarse integrados nunha mesma unidade de conservación, ao menos provisionalmente, que englobaría as bacías de ambos ríos.

Río Agro

No río Agro revisáronse cinco tramos, atopándose excrementos de toupa de auga en todos eles. Son de orde 3, sitúanse en bacías comprendidas entre 673 e 450 m. s.n.m., e distan 6, 4,6, 2,8, 2,5 e 1,4 km da desembocadura.

En dous destes tramos (Id 27 e 29) detectáronse derivacións de caudal, probablemente para rego. En concreto no tramo 27, a derivación iniciábase nunha poza á altura dos restos dun muíño, captando a práctica totalidade do caudal existente, polo que augas abaixo da toma a auga apenas circulaba polo cauce, conservándoa principalmente en sectores con depresións e pozas. A derivación dirixíase á localidade de Ferreiros (concello de Entrimo). No tramo 29 a captación producíase a través de dous tubos de PVC de aproximadamente 10 cm de diámetro, e semella destinarse a consumo humano (Anexo XII, Foto 4). A captación prodúcese nunha poza fonda, e a simple vista non afectaba de xeito significativo ao caudal do tramo. O risco potencial para a toupa de auga que se podería derivar desta toma é que induza mortalidade por afogamento debido ao efecto succionador, en caso de que non estea convenientemente protexida. Deberíanse efectuar as correspondentes comprobacións ao respecto.

No tramo 49 observáronse factores de degradación vinculados á estrada á fronteira e Ameijoeira. Refírense a 32 m de cauce artificial baixo a estrada, formados por un tubo de aceiro de gran diámetro (Anexo XII, Foto 5), máis outros 15 m de leito cementado. Na saída deste tubo existe un desnivel de 2 m de altura, inducido pola erosión exercida pola auga, que pode dificultar o tránsito das toupas de auga, ademais de impedir o da fauna piscícola (Anexo XII, Foto 6). Na zona detectouse ademais un vertedoiro de residuos sólidos (Anexo XII, Foto 7). Na data da visita a auga apenas circulaba neste tramo, e conservábase principalmente en balsas de diferente tamaño e outros apoamentos.

No que respecta á presenza de depredadores coñecidos das toupas de auga, a lontra detectouse en tramos altos e baixos do río, do que se pode inferir que a especie móvese todo ao longo do cauce principal do Agro, onde atoparía os mellores recursos tróficos. No tocante ao visón americano, non se obtiveron rexistros recentes, pero existe ao menos unha cita da especie, facilitada polo persoal do Parque Natural, no tramo final do río, moi próxima ao encoro de Lindoso. O modelo de adecuación de hábitat axustado para esta especie identifica amplos sectores do cauce principal como axeitados para a súa presenza, onde se solaparía coa toupa de auga.

Como xa se sinalou anteriormente, o río Agro únese co Pacín antes de desembocar ambos no encoro de Lindoso, polo que os efectivos de toupa de auga de ambos cauces poderían estar conectadas. Por este motivo, a efectos de xestión, deberían considerarse integrados nunha mesma unidade de conservación, ao menos provisionalmente, que englobaría as bacías de ambos ríos.

Río da Illa

No río da Illa mostreáronse tres tramos, de ordes 2 e 3, situados a 2,5, 1,4 e 0,3 quilómetros do lugar da desembocadura no encoro de Lindoso, e con bacías a altitudes comprendidas entre 560 e 404 m s.n.m. En todos eles se detectou a presenza de toupa de auga.

A bacía do río da Illa é de pequena entidade se se compara coas dos cursos analizados até o de agora. Os efectivos da especie neste río poderían chegar a comunicarse en época de augas baixas no encoro de Lindoso, cos núcleos poboacionais dos ríos Agro e Pacín, polo que se poderían considerar todos eles integrados nunha mesma unidade de conservación.

No que respecta aos factores de interacción detectados, as bacías dos tramos 45 e 52 víronse afectadas por lumes forestais en anos previos a 2020, con todo, a cobertura vexetal de matogueira está na actualidade totalmente recuperada, non así a cobertura forestal, da que se observan troncos queimados de piñeiro. No punto 45 localizouse unha captación de auga, que limitaba considerablemente o caudal do río augas abaixo da mesma (Anexo XII, Foto 8). Esta semella dirixirse a unha balsa localizada no bordo da localidade de A Illa, e debe ser utilizada para, ao menos, o rego de fincas. Esta captación degrada de forma significativa o hábitat da toupa de auga ao longo de máis de 1 km de cauce. No punto 52 localízase ademais un represamento con muro de madeira extraíble, que limita a aportación de auga da Corga do Feixa aos restantes cauces. As toupas de auga xa eran observadas no verán nas pozas do

cauce desta corga polo vixiante do Parque Natural Pablo Álvarez González, na primeira metade da década de 1980.

Detectouse a presenza de lontra nos dous tramos máis baixos deste río, nos que tamén se detectaron posibles excrementos de visón. O modelo de adecuación de hábitat para este último sinala como axeitado o cauce principal do ramal denominado Porto do Medio (que recolle as augas da Corga do Feixa), até a desembocadura no encoro.

Río das Mestas

O río Mestas ou Corga das Mestas constitúe unha rede fluvial de pequena entidade, illada, que desemboca no encoro de Lindoso. Mostreouse nun único tramo, de orde 2, a 1,2 quilómetros da desembocadura e localizado nunha bacía de 540 m de altitude media. Non se detectaron indicios de presenza de toupa de auga, pero non se pode descartar a súa presenza, xa que a busca viuse notablemente dificultada pola vexetación, moi pechada. Con todo, o caudal no momento da visita era moi pequeno, pero conservábanse depresións significativas con auga, mentres que os ramais máis altos estaban secos. Dous dos tres modelos de adecuación de hábitat axustados para a toupa de auga identifican como axeitados dous sectores fluviais de aproximadamente 500 m de lonxitude cada un, xa na desembocadura no encoro. De estar presente a especie, o seu estado de conservación debería ser precario. Toda a bacía do río viuse afectada por un gran lume forestal en setembro de 2016.

Río Olelas

O río Olelas é un cauce cunha bacía algo maior que a do río das Mestas. Mostreouse un único tramo, de orde 3, a 1,3 quilómetros da súa desembocadura no encoro de Lindoso, e a unha altitude media de 607 m. s.n.m. Nel detectáronse excrementos de toupa de auga. A temperatura da auga rexistrada neste tramo superou os 23°C, a máis alta de todos os mostreados. Augas arriba do tramo de mostraxe existe un embalsamento de auga (encoro de Olelas, construído a principios do século XX), que debe limitar a circulación de auga polo cauce, moi reducida na data de mostraxe. Detectouse ademais unha derivación de auga á altura dun muíño, probablemente para rego de hortas, que mingúa aínda máis o caudal do río; e outra toma máis abaixo, a través de dous tubos de PVC de aproximadamente 5 cm de diámetro, un deles sen protección e con capacidade de atrapar a toupas de auga no seu interior (Anexo XII, Foto 9). Con todo, observáronse amplos embalsamentos de auga por riba

do sinalado muíño, onde eran abundantes os alevíns de *Chondrostoma* spp., e tamén por baixo. A bacía do tramo soporta ademais unha alta carga gandeira (gando vacún principalmente), que aporta excrementos ao río e degrada a vexetación das súas beiras. Estímase que o estado de conservación da poboación de toupas de auga neste río, á vista dos factores de interacción observados, non debería ser boa, e quizais sexa unha das localidades prioritarias para implementar medidas que mellorasen o estado de conservación da especie. Non se detectou a presenza de lontra nin de visón, pero o modelo de adecuación de hábitat axustado para este último, identifica como axeitado un tramo de aproximadamente 500 m. Na mesma desembocadura no encoro de Lindoso, a gardaría do Parque Natural aportou un dato de presenza deste mustélido invasor.

Río Castro

O río Castro é un dos cursos de maior entidade da área de estudo, cunha anchura de cauce nos dous puntos mostreados de 17 e 14 m, distantes respectivamente 3,7 e 0,12 km da desembocadura no encoro de Lindoso, e ambos de orde 3. Unicamente se detectaron excrementos de toupa de auga no máis distante, a 600 m de altitude e nunha sección de rápidos (a pendente do tramo é do 3,7%). O río neste tramo forma grandes apozamentos onde son moi abundantes exemplares adultos de *Chondrostoma* spp. O único factor de interacción significativo detectado foi a lontra, sendo moi abundantes os seus excrementos. En relación ao visón americano, o modelo de adecuación de hábitat axustado identifica como axeitados os últimos 575 m de cauce, xa mesmo no encoro de Lindoso. Na proximidade deste sector, a gardaría do Parque Natural aportou unha cita deste mustélido, na beira do encoro, distante 1,6 km.

Río Mau

O río Mau é outro dos cursos de pequeno tamaño da área de estudo, cunha rede fluvial equiparable á do río Olelas, aínda que máis modesta que a do río da Illa. Mostreouse nun único tramo, de orde 3, a 1,8 km da desembocadura na marxe sur do encoro de Lindoso, e cunha bacía de 571 m de altitude media. Nel localizáronse excrementos das toupas de auga. Entre os factores de interacción observados se atopa unha toma de auga que utiliza un tubo de PVC de aproximadamente 5 cm de diámetro, que leva auga a un depósito destinado á loita contra os incendios forestais. No cauce do río foi habilitado un pequeno represamento, onde

se instalou a toma, que se atopa cuberta por pedras. Descoñécese o estado concreto do extremo da mesma, e se existe risco ou non de atrapar a algunha toupa de auga.

En agosto de 2020 produciuse un incendio forestal na cabeceira deste río, nas ladeiras do alto de Santa Eufemia, do que posiblemente se derivarán arrastres de vexetación queimada e finos ao cauce. Non se detectou a presenza de lontra nin de visón. Con todo, o modelo de adecuación de hábitat para este último identifica algo menos de 1 km de cauce na súa desembocadura no encoro de Lindoso como axeitado para a súa presenza. Ademais, na desembocadura mesmo, a gardaría do Parque aportou un dato non recente de presenza deste mustélido exótico.

Río Caldo

O conxunto da bacía do río Caldo é unha das máis amplas da área de estudo. Nela mostreáronse un total de 10 tramos fluviais, de ordes 2, 3 e 5; en bacías comprendidas entre 1090 e 387 m. s.n.m.; e a 7, 6,8, 6,7, 6,3, 6,2, 5,9, 3,9, 3,6, 1,8 e 1,5 km da desembocadura no encoro de Lindoso. A toupa de auga detectouse con seguridade en seis destes tramos, considerándose probable a súa presenza nun e posible noutro máis.

No que respecta aos factores de interacción detectados, as sub-bacías dos tramos 26, 47 e 62 víronse afectadas por un incendio forestal hai dous-tres anos (posiblemente a finais do verán de 2017). Ademais, as sub-bacías dos tramos 17, 19 e 42 arderon nun gran incendio en setembro de 2020, que afectou a boa parte da caída surleste do conxunto da bacía do río Caldo. Na data de mostraxe (25 de agosto), no tramo 42, localizado augas arriba da corga da Fecha, non circulaba a auga e estaba practicamente seco. Tendo en consideración esta circunstancia e a escaseza das precipitacións que se deron nos seguintes 40 días, é esperable que a dispoñibilidade de auga no río mermara aínda moito máis. Se a iso se lle engade a existencia do gran desnivel da propia corga da Fecha, que semella dificilmente superable para as toupas de auga, na proximidade da súa desembocadura no cauce principal do Caldo, semella pouco probable a presenza da especie nesta sub-bacía.

Outros dous tramos dos anteriormente referenciados se localizan no denominado río de Vilameá. Un deles se atopa na proximidade da mina das Sombras (Id 17), onde semella iniciouse o lume de setembro de 2020. A presenza neste tramo considerouse posible, xa que os indicios atopados non foron abundantes nin tampouco totalmente esclarecedores, e o caudal que levaba o río era pequeno, con algúns sectores de cauce seco ou con leito de

pedra, aínda que con balsas de auga. Este ramal semella non secar en verán. Ningún dos tres modelos de hábitat potencial identificaron como axeitado para as toupas de auga o sector augas arriba e abaixo deste tramo. No segundo dos puntos mostreados neste mesmo cauce (Id 19), distante 3,4 km do primeiro, o caudal era considerablemente maior, aínda que se seguen observando amplos tramos de leito de pedra, non axeitados como hábitat para as toupas de auga. As balsas de auga, de tamaño variable, intercálanse con tramos de corrente rápida. Toda esta Corga, semella, viuse seriamente afectada polo incendio de 2020, e cabe esperar un estado de conservación desfavorable do núcleo poboacional deste curso.

No tramo 16, parte do cal discorre xunto a un paseo fluvial, unha porción da beira dereita do río está formada por escollera de grandes bloques de pedra, para protexer o sinalado paseo da erosión fluvial (Anexo XII, Foto 10).

O último dos tramos visitados (Id 25), localizado na Barranqueira do Crasto, un curso de orde 2 e distante 6,2 km da desembocadura, estaba totalmente seco.

Recolléronse indicios de presenza de lontra nos tres tramos máis próximos á desembocadura, na contorna das localidades de A Devesa e Torneiros, e de visón americano en Bubaces. A gardaría do Parque aportou ademais citas desta especie á altura do balneario, da localidade de Padrendo, na desembocadura no encoro de Lindoso, e na Corga de Calvos xunto ao denominado “semillero” de Santa Eufemia, na cabeceira do río, esta última do mes de xullo, e onde en setembro se recolleron tamén excrementos da especie. O modelo de adecuación de hábitat axustado identifica como axeitado para este mustélido exótico todo o cauce principal do río.

Río Lobios

No río Lobios mostreáronse dous tramos fluviais, de orde 2 e 3, e localizados a 4,8 e 1,1 km da desembocadura no encoro de Lindoso. A altitude media da bacía do máis distante se sitúa a 1022 m. s.n.m., e a do segundo a 485 m. Obtivéronse indicios de presenza de toupas de auga no tramo máis alto, onde o caudal era pequeno e se formaban amplas balsas de auga. Este tramo, semella, viuse afectado polo gran incendio forestal de setembro de 2020. No segundo dos tramos, mesmo xa na localidade de Lobios, o río non tiña caudal e estaba practicamente seco, e non se localizaron indicios de presenza das toupas de auga. A parte inicial deste tramo discorre por unha zona urbana e se atopa canalizado, con muros de pedra como beiras e seccións do leito de cemento. Revisouse ademais un terceiro tramo, aínda que

parcialmente, xa na desembocadura no encoro. Non se detectaron indicios da especie, pero non se pode descartar a súa presenza até que se fagan buscas máis amplas. No que respecta aos depredadores das toupas de auga, detectouse a presenza de lontras no tramo inferior, en contacto co encoro, onde tamén existen citas de presenza de visón americano e que se estenden até o casco urbano de Lobios (facilitadas pola gardaría do Parque). O modelo de adecuación de hábitat sinala como axeitado para a presenza deste mustélido exótico, aproximadamente 2,5 km de cauce desde a súa desembocadura.

Á vista dos factores de interacción observados (escaso caudal, incendios) o estado de conservación das toupas de auga no río Lobios non sería favorable, tratándose dunha das localidades á que quizais se lle debería prestar unha atención prioritaria á hora de implementar posibles medidas de conservación.

Río de San Paio

No río de San Paio mostreáronse tres tramos fluviais, de orde 3 e 4, distantes 3,6, 1,1 e 0 km da desembocadura no encoro de Lindoso, e con bacías a altitudes medias de 636, 400 e 375 m. s.n.m. respectivamente. Localizáronse excrementos das toupas de auga nos tres tramos, sendo moi abundantes no tramo intermedio. Localizáronse ademais pelos da especie nun destes excrementos no tramo máis alto, e tamén nun excremento de lontra no máis baixo.

No inicio do tramo máis alto (Id 20), situado nun ramal que atravesa a localidade de Briñidelo, localizouse unha derivación de caudal para rego, pouco antes da súa desembocadura no cauce principal. Neste cauce principal existe un salto de aproximadamente tres metros de altura, escavado en rocha, que pode dificultar o tránsito das toupas de auga augas arriba. Localizouse unha segunda derivación de caudal para rego no tramo intermedio (Id 13), neste caso significativa, a través dunha canalización de formigón con comportas metálicas, que semella levar auga á localidade de A Carreira. O río neste tramo, aínda que conservaba amplas superficies con auga (con apozamentos e balsas de diferente entidade), notábase o efecto da seca, e o caudal era moi pequeno. O último dos tramos revisados circula parcialmente por un sector de encoro (sen vexetación forestal nas beiras), e todo el vese afectado polo incremento do nivel da auga en inverno. Ademais, a súa beira dereita soporta unha carga gandeira notable (cabalos), e a vexetación de sotobosque aquí está alterada, polo efecto do pisoteo e a carga orgánica dos excrementos.

Detectáronse excrementos de lontra nos tres tramos revisados, e garza real no tramo intermedio. Esta ave é un depredador potencial de toupas de auga. Non se obtiveron indicios de presenza de visón americano, pero o modelo de hábitat potencial sinala 5 km do cauce principal deste curso desde a súa desembocadura, como axeitados para este mustélido.

Río Salas por baixo do encoro de Salas

Este tramo comprende unha ampla rede fluvial de cursos de diferente entidade que acaban vertendo as súas augas no cauce do río Salas, que tería o seu “nacemento” no muro do encoro de Salas. Todos estes cursos constituirían unha mesma unidade de xestión, xa que non se detectou ningún elemento que impida a potencial comunicación entre os núcleos poboacionais asentados neles.

Revisáronse sete tramos fluviais, de ordes 2, 3 e 4; distantes 3,9, 2,9, 2,7, 2,6, 2,2, 1,5 e 0 km da desembocadura no encoro de Lindoso; e con bacías comprendidas entre 1044 e 585 m. s.n.m. Dous destes tramos localízanse no Rego Salgueiro, e en ambos detectouse a presenza da especie. No máis alto, mesmo na antiga aldea de Salgueiro, non existía caudal, grande parte do cauce estaba seco, pero conservábanse depresións con auga, lugares onde se localizaron os excrementos das toupas de auga. Nesta localidade observáronse dúas tomas de auga de pvc de 4 cm de diámetro aproximado, non activas. Neste sector, a conservación das toupas de auga depende do mantemento de auga no río, considerándose a situación no momento da visita crítica para a especie. O aproveitamento hídrico vinculado ás edificacións da aldea e aos traballos que se desenvolvan na súa contorna (hai un invernadoiro) debería ter moi en conta os requirimentos das toupas de auga, especialmente nos meses de agosto, setembro e principios de outubro, requirimentos que deberían priorizarse ante calquera outra necesidade. No cauce existe un antigo represamento en ruínas que podería ser restaurado, co obxecto de conseguir un novo embalsamento que conserve auga nos meses máis críticos do ano, co que se favoreza a supervivencia das toupas de auga da localidade. Este tipo de actuacións podería estenderse a outros lugares da área de estudo. No segundo dos tramos revisados no Rego Salgueiro, o caudal era moi pequeno, pero conservaba auga en toda a súa lonxitude. Con todo, estímase que a situación das toupas de auga do lugar debía ser tamén precaria, con máis dun mes por diante de tempo seco. Ademais, a súa bacía viuse afectada por un incendio forestal a finais do verán de 2017 ou en 2018.

O tramo 11 localízase no río Mao, e nel detectáronse excrementos tanto de toupa como de lontra. Grande parte da bacía deste río viuse afectada por un incendio forestal, posiblemente en 2017. Localizouse unha canalización de formigón para a detracción de auga, seca na data da visita xa que o río non tiña caudal. No tramo revisado localizáronse tres pequenos azudes que conservaban auga, dous deles destinados claramente ao rego. O muro do terceiro, de tipo máis tradicional, integraba pedras de gran tamaño ademais de cemento, e foi na súa base onde se localizou unha latrina das toupas de auga. Estes pequenos represamentos, especialmente o terceiro, enténdese que favorecen a presenza das toupas de auga cando nos períodos máis críticos do ano, o caudal é nulo.

O tramo 10 sitúase nun rego que atravesa a localidade de Puxedo (concello de Lobios), e nel tamén se atoparon excrementos das toupas de auga. Por baixo do tramo revisado se localizan dous represamentos con muro de algo máis de 1,5 m de altura, comporta metálica e sistema de baleirado de tubo con billa. Conectado a elas existe unha rede de canalizacións, en gran parte de formigón, abertas, que levan a auga en dirección á localidade de A Vila. Ambas balsas, que son enchidas e baleiradas con frecuencia, distan entre si uns 100 m aproximadamente, e extraen a totalidade do caudal deste rego, que estaba seco augas abaixo do último represamento nunha lonxitude de 1 km aproximadamente, até a súa desembocadura no río Salas.

No cauce principal do río Salas localízanse os tramos 12 e 30. Entre ambos e na súa contorna inmediata, o Salas caracterízase por sectores fondos de corrente moi lenta, pero nos dous tramos mostreados, un deles na área recreativa de Prado de Limia (concello de Muíños), e o segundo na contorna dun muíño e unha ponte ao sur de Reparade (Muíños), existen zonas someiras e de rápidos, onde se localizaron os excrementos das toupas de auga. En ambos puntos está citada a presenza de mapache, potencial depredador das toupas de auga, e ao menos no de Reparade, a de visón americano e lontra.

O último dos tramos revisados localízase na desembocadura do Salas no encoro de Lindoso. Excepto os últimos 100 m percorridos, a súa lonxitude discorre polo encoro de Lindoso, nun sector que se ve anegado cando o encoro sube de nivel. Neste tramo atopáronse abundantes excrementos de lontra, pero ningún de toupa de auga. Non se recolleron indicios recentes da presenza de visón americano, aínda que a gardaría do Parque facilitou varias citas antigas da especie na localidade. O modelo de adecuación de hábitat axustado identifica ao tramo baixo

do Salas como axeitado para a presenza de visón, e outro sector entre as localidades de Reparade e Prado.

Río Requiás ou da Portela

O río Requiás ou da Portela é un curso de pequena entidade, equiparable en tamaño aos ríos Olelas e Mao, que desemboca no encoro de Lindoso. Mostreouse un único tramo, de orde 3, a unha altitude media de bacía de 961 m., e a 916 m da súa desembocadura no citado encoro. O caudal non era abundante, pero non semellaba existir risco de quedar seco. A temperatura da auga, 12,4 °C, está entre as máis frías das rexistradas nos ríos mostreados. Nel localizáronse excrementos de toupa de auga, e tamén de lontra e no tramo fototrampeouse visón americano. Tendo en consideración o pequeno tamaño da bacía do río Requiás, a poboación de toupa de auga que acolle debe estar entre as máis vulnerables da área de estudo.

Río Salas e afluentes, por riba do encoro de Salas

Esta unidade de conservación comprende unha ampla rede fluvial que converge no cauce principal do río Salas. Revisáronse seis tramos fluviais de ordes 3, 4 e 5; distantes 6,4, 4,9, 3,7, 3,3, 1,1 e 0,3 km da desembocadura no encoro de Salas; e con bacías comprendidas entre 993 e 835 m. s.n.m.

Dous destes tramos se localizan no río Barxa, na vertente sur do val do Salas, un na parte alta (Id 36), e outro xa moi próximo ao cauce do Salas (Id 35). En ambos detectáronse excrementos de toupa de auga, e tamén de lontra. Na data da visita (21 de agosto de 2020), en ningún deles o caudal era elevado, e o cauce non debería secarse. A contorna do tramo baixo, de augas lentas en xeral e unha pendente do 1%, soporta unha elevada carga gandeira (vacún principalmente).

Outro tramo localízase na corga do Folón (Id 37), tamén na vertente sur do val, e na proximidade da localidade de Rubiás. Nel detectáronse excrementos tanto das toupas de auga (aínda que moi pouco abundantes) como de lontra. Grande parte da bacía deste río viuse afectada nos últimos dous ou tres anos por un incendio forestal.

No río da Infesta, na vertente sur do val e na proximidade da localidade de Santiago, localizouse outro dos tramos (Id 44). Boa parte da bacía deste curso está ocupada por vexetación forestal autóctona, o cal é un feito infrecuente na área de estudo, caracterizada por unha vexetación de matogueira e superficies queimadas. O caudal do tramo era destacable

para a época do ano na que se visitou, en comparación co observado noutros cursos da mesma vertente do val, e nel localizáronse excrementos de toupa de auga, así como pelos da especie nunha latrina.

Os dous tramos restantes visitados se sitúan no propio cauce do Salas. O primeiro deles (Id 63), na proximidade da localidade de Tosende, localízase nun sector de litoloxía de alta permeabilidade. De cauce eminentemente areoso, o tramo estaba fundamentalmente seco na data da visita (1 de outubro de 2020), conservando auga en depresións illadas. Non se detectaron excrementos de toupa de auga, aínda que os lugares onde poder buscalos eran moi escasos; con todo, a súa presenza semella pouco probable, á vista das características e estado do sitio. No lugar detectáronse pegadas de lontra e de visón americano. Un veciño con quen se contactou, apuntou que a falta de caudal do río é unha situación recente, que se remonta a poucos anos atrás.

O segundo dos tramos revisados no Salas localízase na praia fluvial de Randín. Neste tramo non se localizaron excrementos das toupas de auga, pero si os seus pelos nun excremento de visón americano. Deste mustélido observouse ao menos un exemplar o día 1 de outubro de 2020, e capturouse un individuo o día 30 do mesmo mes. Detectáronse tamén excrementos de lontra. No lugar existe un azude non permanente de taboleiros de madeira, que se utiliza para reter auga e habilitar unha zona de baño (Anexo XII, Foto 11). Rematado o período estival, este azude é retirado, e a auga circula libremente.

O modelo de adecuación de hábitat potencial axustado para o visón americano, identifica como axeitado para a especie todo o cauce central do río Salas, o que supón unha lonxitude de máis de 8 km.

Río Calvos

O río Calvos é outro dos cursos que desemboca no encoro de Salas. Nel revisáronse dous tramos, ambos de orde 3, a 2,8 e 1,7 km da desembocadura, e con bacías situadas a unha altitude media de 898 e 870 m. s.n.m. respectivamente. O tramo máis alto (Id 60) localizouse xunto á localidade de Rioseco. Non se descarta a presenza nel de toupas de auga, pero tampouco se pode asegurar (non se atoparon excrementos inequívocos da especie; localizouse un posible pelo nun excremento). Vendo o caudal que levaba o río na data da visita (01 de outubro de 2010), a mediados de setembro o tramo debería estar practicamente

seco; con todo, existe un pequeno represamento destinado ao rego, que retén abundante auga, e que podería ser suficiente para permitir a supervivencia dalgún exemplar.

O segundo dos tramos visitados (Id 59) localízase na proximidade do lugar de A Telleira, a aproximadamente 1 km ao sur de Calvos de Randín. De leito areoso, na data da visita o cauce estaba seco. Existían tan só dúas charcas, unha delas de augas residuais xunto a unha pequena depuradora (Anexo XII, Foto 12). Non se detectaron indicios de presenza de toupas de auga.

O modelo de adecuación de hábitat para visón americano na localidade sinala como axeitado para a presenza da especie un pequeno tramo de algo máis de 100 m de cauce na inmediata proximidade ao encoro.

Á vista do observado, de confirmarse a presenza de *Galemys pyrenaicus* nalgún punto do río Calvo, o seu estado de conservación debería ser bastante precario. Por este motivo, a zona debería recibir unha atención prioritaria, a efectos de valorar a situación con maior detalle, e identificar as posibles medidas de conservación a aplicar.

Río Muíños

O río Muíños é outro dos cursos modestos da área de estudo, similar aos ríos Olelas, Mau ou Requiás. Mostreáronse nel dous tramos de orde 3, a 2,3 e 1,1 km da súa desembocadura no encoro das Conchas, e bacías situadas a 832 e 689 m. de altitude media, respectivamente. Nos dous tramos localizáronse excrementos de toupa de auga, e no máis alto, á altura da localidade de Porqueirós, tamén pelos da especie.

Entre os factores de interacción detectados, cumpre sinalar a detracción de caudal no tramo máis baixo, para encher un depósito que formaría parte da rede de puntos de abastecemento de auga para apagar incendios forestais. Neste mesmo tramo, aproximadamente 25 m de leito do río, baixo unha estrada asfaltada, están urbanizados (tubo de ferro e leito cementado). O tramo superior atravesa praderíos con gando, que aportan carga orgánica ao río e teñen alterada a vexetación de porte arbustivo e herbáceo de ribeira. No que respecta a mustélidos depredadores de toupas de auga, só se detectaron pegadas de lontra no tramo superior. O modelo de adecuación de hábitat de visón americano identifica como axeitados para a especie, aproximadamente os 885 m de cauce máis próximos ao encoro das Conchas.

Río Piñoi

A bacía do rego Piñoi, xunto á localidade do mesmo nome, está constituída por unha rede fluvial moi pequena, que semella secarse por completo en período estival. Visitouse un único tramo fluvial (Id 7) nesta localidade, o día 27 de agosto de 2020, de orde 1, cunha altitude media de bacía de 722 m, e distante 0,8 km da desembocadura, no encoro das Conchas. Polo río circulaba apenas un fío de auga de non máis de 5 cm de fondura, e a anchura de cauce efectivo non superaba os 50 cm. Á vista das súas características, estímase que o río nesta localidade non reúne os mínimos requirimentos de hábitat da toupa de auga. Con todo, un dos modelos de distribución potencial axustados para esta especie identifica como axeitados 640 m de cauce por baixo do tramo mostreado. Este mesmo sector tamén é identificado polo modelo de distribución potencial de visón americano como apto para a súa presenza. De existir algunha pequena poboación de toupas de auga nesta localidade, á vista do nivel de auga existente e de confirmarse a presenza de visón americano, cabería esperar unha elevada presión depredadora por parte deste último sobre as toupas de auga.

Rego de Asperelo

O rego de Asperelo é un curso cunha bacía de moi pequenas dimensións, no que se visitou un único tramo (Id 3), de orde 1, a 611 m da súa desembocadura no encoro de Lindoso. Na data da visita, 13 de agosto de 2020, estaba totalmente seco. Á vista do observado, o rego non reúne os mínimos requirimentos de hábitat da toupa de auga. O modelo de hábitat potencial de visón americano sinala como hábitat axeitado para a súa presenza á práctica totalidade deste cauce.

Os cursos como o Asperelo ou o Piñoi, exemplificarían a tipoloxía de hábitat fluvial na área de estudo non axeitado para a presenza de *Galemys pyrenaicus*.

4. Conclusións

As principais conclusións que se poden extraer dos traballos desenvolvidos son as seguintes:

A toupa de auga na área de estudo semella ben distribuída, sendo coñecida polos veciños co nome de leirón das corgas, toupa de auga ou rata topo.

A busca de excrementos de toupa de auga e a detección dos seus pelos nos seus excrementos e nos excrementos de depredadores potenciais (lontra e visón americano), demostrouse efectivo como método de mostraxe, ademais de económico, e permitiría a súa aplicación noutras áreas de estudo.

Ao final da época estival, época na que se desenvolveron as mostraxes de campo, a distribución da *Galemys pyrenaicus* vese condicionada pola existencia de auga nos ríos, regos e corgas, groseiramente expresada a través das variables orde fluvial (ocupando maioritariamente cursos de orde 3 e 4 e, en todo caso, superiores ás ordes 1 e 2) e superficie acumulada das súas bacías (valor medio de 4000 ha e máxima aptitude con máis de 40.000 ha); pola altitude (máxima aptitude entre 400 e 600 m) e a pendente (máxima aptitude con valores comprendidos entre 0 e 10%).

Identificáronse numerosos factores de interacción nos tramos de ríos mostreados, se ben non están cuantificados os efectos de ningún deles sobre a toupa de auga, polo que non é posible determinar con precisión a súa importancia.

Con todo, estímase que todos aqueles factores vinculados coa xestión da auga son relevantes, en especial se supoñen a seca total dos cursos fluviais. Ademais, o illamento de poboacións por efecto da existencia de tres grandes encoros foi o gran impacto que sufriu a especie na área de estudo, e do que se derivan moitos dos problemas de conservación actuais das toupas de auga na localidade, e se derivarán no futuro.

Moitos dos impactos rexistrados son corrixibles, e evitables a través da definición e aplicación de boas prácticas en aspectos como o paso de diversas vías de comunicación por riba dos cursos fluviais, as captacións de auga ou as escalas para peixes, entre outros.

Confirmouse a depredación das toupas de auga por parte de lontra e visón americano, e estímase posible que a súa presión facilite a extinción das poboacións das toupas de auga, en especial nos cursos máis pequenos e en conxunción con outros factores.



A presenza de polo menos tres exemplares de mapache na área de estudo é preocupante, sendo moi importante impedir o seu asentamento e expansión na localidade.

Estímase acertado definir unha estratexia local de control de depredadores exóticos na bacía do Limia, e darlle continuidade no tempo aos traballos de redución poboacional, en especial de visón americano.

Igualmente estímase acertado mellorar o coñecemento naqueles aspectos que faciliten a toma de decisións en materia de conservación e xestión da toupa de auga, como a cuantificación de efectivos, a identificación de tendencias poboacionais en diferentes sectores da área de estudo, a confirmación da súa presenza en determinados cursos fluviais, ou a determinación do nivel real de illamento.



5. Referencias

- Aguirre-Mendi, P. 2004. Distribución y estado de conservación del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en la comunidad autónoma de La Rioja. *Zubía* 22: 55-85.
- Allen, A. W. 1986. *Habitat suitability index models: mink*. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 82, Washington, D.C., USA.
- ARCEA (2015). Informe final da Asistencia técnica para a realización dun estudo de toupa de río (*Galemys pyrenaicus*) na cunca do río Ulla para determinar a súa dinámica de uso do espazo, dentro do proxecto Life+ Margal Ulla (LIFE NAT/ES/000514). Informe inédito de ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. para a Dirección Xeral de Patrimonio Natural.
- ARCEA (2016). Informe final do Servizo para realizar o seguimento da poboación da toupa de río (*Galemys pyrenaicus*) en relación ás actuacións de mellora da conectividade fluvial previstas dentro do proxecto Life+ Margal Ulla (LIFE NAT/ES/000514). Informe inédito de ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. para a Dirección Xeral de Patrimonio Natural.
- Arnold, T.W. & Fritzell, E.K. 1990. Habitat use by male mink in relation to wetland characteristics and avian prey abundances. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 2205–2208.
- Aymerich, P. 2004. Els micromamífers semiaquàtics d'Andorra: distribució i estat de conservació. *Hàbitats*, 9: 26-34.
- Aymerich, P., Casadesús, F., Gosálbez, J. 2001. Distribució de *Galemys pyrenaicus* (Insectivora, Talpidae) a Catalunya. *Orsis*, 16: 47-70.
- Aymerich, P., Gosálbez, J. 2004. Distribución y hábitat del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) y de las musarañas acuáticas (*Neomys sp.*) en el Pirineo aragonés y en el Moncayo. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Bencatel, J., Álvares, F., Moura, A. E. & Barbosa, A. M. (eds.), 2017. *Atlas de Mamíferos de Portugal*. Universidade de Évora, Portugal.
- Bertrand, A. 1993. Répartition géographique du Desman des Pyrénées *Galemys pyrenaicus* dans les Pyrénées françaises. Pp. 41-52. In: Proceedings of the Meeting on the Pyrenean Desman, 28th September-1st. October 1992. Lisboa-Portugal, SNPRCN y Museu Nacional de História Natural-Museu Bocage.
- Bertrand, A. 1994. *Répartition géographique et ecologie alimentaire du desman des Pyrénées Galemys pyrenaicus (Geoffroy, 1881) dans les Pyrénées françaises*. Thèse diplôme universitaire. Université Paul Sabatier. Toulouse.
- Biosfera, 2013. *Distribución del desmán ibérico (Galemys pyrenaicus) en la cuenca del río Ulla*. Proyecto Life+ Margal Ulla. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas. Life+ Margal Ulla. 143 Pp.
- Bonesi L., Chanin, P. & Macdonald, D. W. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos*, 106: 19-26.
- Bueno, F. 1996. Competition between American mink *Mustela vison* and Otter *Lutra lutra* during winter. *Acta Theriologica*, 41(2): 149-154.
- Castién, E., Gosálbez, J. 1992. Distribución geográfica y hábitats ocupados por *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) (Insectivora, Talpidae) en los Pirineos occidentales. *Doñana Acta Vertebrata*, 19 (1-2): 37-44.

Ceballos-Escalera, J.M., Lara, J., Montoro, J., García-Román, L., Herrera, J., Gonzáles, J.M., García, F.J., López-nieva, P., Aramburu, M.J., Ortega, M. y Cuesta, R. 2013. Gestión de la población de mapache (*Procyon lotor* L.) en la Comunidad de Madrid. En: Actas del 6º Congreso Forestal Español. Vitoria-Gasteiz.

Clode, D. & Macdonald, D.W. 1995. Evidence for food competition between mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra lutra*) on Scottish islands. *Journal of Zoology (London)*, 23: 435-444.

Charbonnel, A., Laffaille, P., Biffi, M., Blanc, F., Maire, A., Némoz, M., Sanchez-Pérez, J.M., Sauvage, S. & Buisson, L. 2016. Can recent global changes explain the dramatic range contraction of an endangered semi-aquatic mammal species in the French Pyrenees? *PLoS ONE*, 11(7): e0159941. doi:10.1371/journal.pone.0159941.

Chora, S.C. & Quaresma, C.M. 2001. Desman, *Galemys pyrenaicus*, Goeffroy 1811 : spatial use patterns and ability to transpose the Fráguas small hydro (Paiva river, Douro Basin). 4èmes rencontres sur le Desman des Pyrénées, 18-20 octobre 2001, Moulis: 6 p.

Domínguez, J., Lamosa, A., Pardavila, X., Martínez-Freiría, F., Regos, A., Gil, A. & Vidal, M. 2012. *Atlas dos vertebrados terrestres reprodutores no Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés e ZEPVN-LIC Baixa Limia*. Xunta de Galicia.

Dunstone, N. 1993. *The mink*. Poyser Natural History, London.

Fernández-González, A., García, J.A., Menéndez, D., Fernández-López, J., Fernández-Menéndez, D. & Santamarina, J. 2014. Nuevos datos sobre la distribución del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en Galicia. Proyecto LIFE + MARGALULLA. *Galemys*, 26 : 105-110.

Fick, S.E. & Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 37: 4302–4315.

Fox, J., Weisberg, S., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S. & Heiberger, R. 2017. Package 'car'. <https://cran.r-project.org/web/packages/car/car.pdf>.

García, J. T., García F. J., Alda, F., González, J. L., Aramburu, M. J., Cortés, Y., Prieto, B., Pliego, B., Pérez, M., Herrera, J., García-Román, L. 2012. Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions*, 14(7): 1305-1310.

García, P., Ayres, C. & Mateos, I. 2009. Seasonal changes in American mink (*Neovison vison*) signs related to Eurasian otter (*Lutra lutra*) presence. *Mammalia*, 73 (3): 253-256.

Gehrt, S. & Fritzell, E. (1998) Duration of familial bonds and dispersal patterns for raccoons in south Texas. *Journal of Mammalogy*, **79**, 859– 872.

Generalitat Valenciana 2016. Control y Erradicación del Mapache (*Procyon lotor*) en la Comunitat Valenciana. Informe técnico 12/2016.

Gerell, R. 1967. Food selection in relation to habitat in mink (*Mustela vison* Schreber) in Sweden. *Oikos*, 18: 233–246.

Gerell, R. 1971. Population studies of mink (*Mustela vison*) in southern Sweden. *Oikos*, 21: 160-173.

Gillet, F. 2015. *Génétique et biologie de la conservation du Desman des Pyrénées (Galemys pyrenaicus) en France*. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, Toulouse, France : juillet 2015. 228 p

Gobierno de España, 2014. Estrategia para la conservación del Desmán Ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. 36 Pp.

González, E. & Alonso, P. 2010. Asistencia técnica para a elaboración de plans de recuperación e de conservación de diversas especies de fauna incluídas no Catálogo Galego de especies ameazadas (DOGA de 18 de xaneiro de 2007): Plan de conservación de *Galemys pyrenaicus*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia.

González-Esteban, J., Esnaola, A., and Aihartza, J. 2018. A new sampling method to detect the Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *Hystrix*, 29: 190–194.

Gresswell, R. E. 1999. Fire and aquatic ecosystems in forested biomes of North America. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128: 193–221.

Jędrzejewska, B., Sidorovich, V.E., Pikulik, M.M. & Jędrzejewski, W. 2001. Feeding habits of the otter and the American mink in Białowieża Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography*, 24: 165–180.

Lamb, J.M, Ralph, T.M.C., Goodman, S.M. et al 2008. Phylogeography and predicted distribution of African–Arabian and Malagasy populations of giant mastiff bats, *Otomops spp.* (Chiroptera: Molossidae). *Acta Chiropterologica*, 10:21–40.

Layna, J.F. & Prieto, L. (2017). *Seguimento e erradicación temperá de mapache (Procyon lotor) no Parque Natural de Baixa Limia-Serra do Xurés e zona de influencia*. Informe inédito para a Consellería de Medio Ambiente e Ordenación do Territorio da Xunta de Galicia.

Lim, M., Xéridat, P., Némóz, M., Poncet, E., Blanc, F., Fournier-Chambrillon, C., Fournier P., Le Roux, B., Lacaze, V., Bodo, A., Mazery, B., Mansanné, E. 2020. Outils techniques pour la prise en compte du Desman des Pyrénées dans les procédures d'évaluations environnementales. Livret 4 – Guide technique de recommandations pour la gestion du Desman des Pyrénées et de ses habitats. CEN MP, 86 p.

MAGRAMA 2014. Estrategia de gestión, control y erradicación del visón americano (*Neovison vison*) en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Mcdonald, R.A. 2002. Resources partitioning among British and Irish mustelids. *Journal of Animal Ecology*, 71: 185-200.

Mech, L.D. 2003. Incidence of mink, *Mustela vison*, and river otter, *Lutra canadensis*, in a highly urbanized area. *Canadian Field Naturalist*, 117: 115–116.

Melero, Y. & Palazón, S. 2017. Visón americano – *Neovison vison*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Melero, Y. 2007. *Estudio poblacional del visón americano Mustela vison en Cataluña: ecología y control de una especie invasora*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.

Melero, Y., Aymerich, P., Luque, J.J., Gosálbez, J. 2012. New insights into social and space use of the endangered Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *Eur. J. Wildl. Res.*, 58: 185-193.

Melero, Y., Palazón, S., Bonesi, L. & Gosálbez, J. 2010. Relative abundance of culled and not culled American mink populations in northeast Spain and their potential distribution: are culling campaigns effective? *Biological Invasions*, 12: 3877–3885.

Melero, Y., Palazón, S., Revilla, E. & Gosálbez, J. 2011. Winter activity patterns in an invading Mediterranean population of American mink (*Neovison vison*). *Folia Zoologica*, 60(1): 47-53.

Mills, L.S. 2007. *Conservation of wildlife populations. Demography, genetics and management*. Blackwell Publishing. USA.

Minshall, G. W. 2003. Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire. *Forest Ecology and Management*, 178: 155–161.

MITECO 2020. Fichas del Catálogo Nacional de Especies Exóticas Invasoras. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/Procyon_lotor_2013_tcm30-69969.pdf

Nores, C., Ojeda, F., Ruano, A., Villate, I., González, J., Cano, J.M., García, H.E. 1992. Aproximación a la metodología y estudio del área de distribución, estatus de población y selección de hábitat del Desmán (*Galemys pyrenaicus*) en la Península Ibérica. Universidad de Oviedo. Informe inédito.

Nores, C., Ojeda, F., Ruano, A., Villate, I., González, J., Cano, J.M., García, H.E. 1998. Estimating the population density of *Galemys pyrenaicus* in four Spanish rivers. *J. Zool. London*, 246: 454-457.

Oliver, M. K., Pierny, S. B., Zalewski, A., Melero, Y. & Lambin, X. 2016. The compensatory potential of increased immigration following intensive American mink population control is diluted by male-biased dispersal. *Biological Invasions*, 18: 3047–3061.

Persson, L. 1985. Asymmetrical competition: are larger animals competitively superior? *American Naturalist*, 126: 261-266.

Peterson, E.E. & Ver Hoef, J.M. 2014. STARS: an ArcGIS toolset used to calculate the spatial information needed to fit spatial statistical models to stream network data. *J. Stat. Softw.*, 56: 1-17.

Peyre, A. 1956. Ecologie et biogéographie du Desman (*Galemys pyrenaicus*) dans les Pyrénées françaises. *Mammalia*, 20: 405-418.

Phillips, S. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161-175.

Phillips, S. 2005. Maxent software for species distribution modeling. Recurso electrónico: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>.

Phillips, S., Anderson, R. & Schapire, R. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E. & Blair, M.E., 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7): 887-893.

Piorno, V. & Romero, R. 2019. Control del visón americano y del gato asilvestrado en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. En Junoy, J. (Ed): Especies exóticas invasoras, Cátedra Parques Nacionales. Monografías Ciencias 06. Universidad de Alcalá.

Quaresma, C.M. 1995. Habitat use by the Desman, *Galemys pyrenaicus*, in Montesinho Natural Park (NE Portugal). Seminar on the biology and conservation of european desmans and water shrews (*Galemys pyrenaicus*, *Desmana moschata*, *Neomys spp.*). Ordesa, Espagne. 7-11 June 1995. T-PVS (95) 32. Conseil de l'Europe.

Queiroz, A.I., Quaresma, C.M., Santos, C.P., Barbosa, A. & Carvalho, H. 1995. Desman distribution in Portugal, current knowledge. Pp 12-15. In: Seminar on the biology and

conservation of European Desmans and Water Shrews (*Galemys pyrenaicus*, *Desmana moschata*, *Neomys* spp.). Ordesa, Spain, 7- 11 June 1995.

Queiroz, A.I., Quaresma, C.M., Santos, C.P., Barbosa, A.J., Carvalho, H.M. 1998. Bases para a conservação da Toupeira-de Água, *Galemys pyrenaicus*. Estudos Biol. Conservação Nat., 27: 116-118.

R Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.

Racey, G.D. & Euler., D.L. 1983. Changes in mink habitat and food selection as influenced by cottage development in central Ontario. *Journal of Applied Ecology*, 20: 387–402.

Raes, N, Roos, M.C., Slik, J.W.F., van Loon, E.E. & ter Steege, H. 2009. Botanical richness and endemism patterns of Borneo derived from species distribution models. *Ecography*, 32:180–192.

Rebelo, H. & Jones, G. 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *J Appl Ecol*, 47: 410-420.

Rebelo, H., Froufe, E, Ferrand, N. & Jones, G. 2012. Integrating molecular ecology and predictive modelling: implications for the conservation of the barbastelle bat (*Barbastella barbastellus*) in Portugal. *Eur J Wildl Res.*, 58: 721-732.

Romero, R. 2010. *Actualización da distribución de Galemys pyrenaicus en Galicia a partires da análise de excrementos de Lutra lutra e Neovison vison*. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas. 40 Pp.

Romero, R. 2012. *Novos datos sobre a distribución da Toupa de Río (Galemys pyrenaicus) na cunca do río Ulla a partires do análise de excrementos de lontra (Lutra lutra) e visón americano (Neovison vison)*. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas. Life+ Margal Ulla. 20 Pp.

Romero, R. 2015. Depredación de visón americano sobre desmán ibérico en Galicia. *Galemys*, 27: 13-22.

Romero, R. 2019. Os mamíferos exóticos invasores de Galicia: Revisión da situación actual e a súa xestión. En: Ramil-Rego, P., Vales, C. (Eds.), *Especies Exóticas Invasoras: situación e propostas de mitigación*: 67-78. Monografías do Ibader, Serie Biodiversidade.

Rosatte, R., M. Ryckman, K. Ing, S. Proceviat, M. Allan, L. Bruce & D. Donovan. 2010. Density, movements, and survival of raccoons in Ontario, Canada: implications for disease spread and management. *Journal of Mammalogy* 91:122–135.

Roy, S.S., Macleod, I. & Moore, N.P. 2006. 'The use of scent glands to improve the efficiency of mink (*Mustela vison*) captures in the Outer Hebrides'. *New Zealand Journal of Zoology* 33: 267–271.

Ruiz-Olmo, J. & Delibes, M. 1998. *La nutria en España ante el horizonte del año 2000*. SECEM-Grupo Nutria. 300 pp

Ruiz-Olmo, J., Palazón, S., Bueno, F., Bravo, C., Munilla, I. & Romero, R. 1997. Distribution, status and colonization of the American mink *Mustela vison* in Spain. *Journal of Wildlife Research*, 2(1): 30-36.

Santulli-Sanzo, G., Palazón, Ruiz-Olmo, J. & Gosálbez, J. 2009. Modelización de la distribución potencial del visón americano (*Neovison vison*) en Cataluña e implicaciones en la gestión de su control. En: *IX Jornadas de la SECCEM*, Bilbao.

Suárez-Seoane, S., Morena, E.L.G., Prieto, M.B.M., Osborne, P.E. & Juana, E. 2008. Maximum entropy niche-based modelling of seasonal changes in little bustard (*Tetrax tetrax*) distribution. *Ecol Model*, 219: 17–29.

Sundaram, M., Willoughby, J.R. & Swanson, B.J. 2013. Indirect evidence of prey-switching in minks: empirical evidence, theoretical modeling, and spatial drivers. *Journal of Mammalogy*, 94: 1149–1160.

Verkaik, I., Vila-Escalé, M., Rieradevall, M., Baxter, C.V., Lake, P.S., Minshall, G.W. Reich, P. & Prat, N. 2015. Stream macroinvertebrate community responses to fire: are they the same in different fire-prone biogeographic regions? *Freshwater Science*, 34(4): 1527–1541.

Wolff, P.J., Taylor, C.A., Heske, E.J. & Schooley, R.L. 2015. Habitat selection by American mink during summer is related to hotspots of crayfish prey. *Wildlife Biology*, 21: 9-17.

Zabala, J., Zuberogoitia, I., González-Oreja, J. A. 2010. Estimating costs and outcomes of invasive American mink (*Neovison vison*) management in continental areas: a framework for evidence based control and eradication. *Biological Invasions*, 12 (9): 2999-3012.

Anexo I. Características dos tramos mostreados



Id	X	Y	L	Data	T ^a	Cauce	Factores	GAL (1)	GAL (2)	Lontra	Visión
1	572058	4642369	212	13/08/2020	18,5	7,5		SI		E	
2	574149	4641670	150	13/08/2020	18,0	5,9		SI		E, P	
3	575453	4641871	-	13/08/2020	-	-		NON			
4	575347	4643943	104	13/08/2020	17,0	4,5	12	SI		E	
5	577014	4643199	131	19/08/2020	14,1	1,5	3,4,5,7,13	Probable			
6	578118	4644222	39	19/08/2020	16,5	8,1		SI	SI	E	
7	582807	4644361	-	27/08/2020	-	-		NON			
8	584377	4644689	90	27/08/2020	15,8	2,5	4	SI			
9	580013	4643069	126	19/08/2020	14,4	2,1		SI	SI	P*	
10	578544	4639384	39	28/08/2020	14,4	1,9	3	SI			
11	581039	4638798	139	28/08/2020	16,0	4,0	2,3	SI		E	
12	581970	4642088	102	28/08/2020	15,6	14,9		SI		F	C
13	577351	4638869	135	26/08/2020	18,2	8,8	3	SI		E	
14	571922	4636119	26	26/08/2020	15,8	3,8	2,3	SI			
15	574458	4636255	55	26/08/2020	16,6	7,2		SI		E	
16	573929	4634189	88	26/08/2020	16,1	8,2	8	SI		P	
17	577612	4631486	193	25/08/2020	14,2	3,2		Posible			
18	577986	4634531	76	25/08/2020	12,9	2,8		SI			
19	576512	4634394	51	26/08/2020	16,3	4,9		SI			
20	579148	4637125	50	28/08/2020	15,0	3,1	3	SI	SI	E	
21	584781	4641740	54	27/08/2020	14,8	2,8	2,4	SI			
22	584725	4638985	181	27/08/2020	13,9	2,2	3	SI			
23	566557	4639754	144	24/08/2020	23,4	4,5	1, 3	SI			
24	565646	4641620	179	24/08/2020	21,3	13,7		NON			
25	573280	4631644	-	25/08/2020	-	-		NON			
26	572493	4630261	161	25/08/2020	17,3	3,3	2	SI			
27	572676	4643923	127	13/08/2020	13,6	2,2	3	SI		E	
28	571058	4645465	100	14/08/2020	14,9	6,2		SI			
29	571391	4643226	148	13/08/2020	17,6	5,9	3	SI			
30	583550	4642520	121	27/08/2020	15,2	8,5		SI			
31	578091	4649622	72	19/08/2020	14,9	3,8	3	SI			
32	578663	4651839	142	11/08/2020	14,8	4,5	2	SI			
33	581869	4655335	105	11/08/2020	14,5	3,4		SI	SI		E
34	578604	4653667	117	11/08/2020	14,8	3,0		SI	SI		
35	594228	4640353	128	21/08/2020	13,7	3,4	1	SI		E	
36	592740	4637092	25	21/08/2020	11,8	5,3		SI		E	
37	596881	4640039	120	21/08/2020	12,8	2,8		SI		E	
38	574251	4647379	113	14/08/2020	13,0	4,5		SI		E,P	
39	569382	4639552	100	24/08/2020	16,9	2,8	2	NON			
40	581361	4656706	115	11/08/2020	15,4	4,5		SI	Visión	E*,F	E
41	577179	4656657	140	11/08/2020	14,1	2,7	1	SI			
42	575014	4631116	185	25/08/2020	15,9	4,5		NON			
43	588669	4639754	79	21/08/2020	12,4	2,5		SI			F
44	598100	4639841	63	27/08/2020	13,8	2,5		SI	SI		
45	569915	4641853	54	24/08/2020	16,6	4,8	2,3	SI			
46	578779	4647726	112	19/08/2020	17,0	8,7	6	SI			
47	572978	4631778	163	25/08/2020	18,7	4,8	2	SI			

Id	X	Y	L	Data	T ^a	Cauce	Factores	GAL (1)	GAL (2)	Lontra	Visión
48	567638	4644596	178	14/08/2020	18,0	16,7		SI		E	
49	570746	4646766	221	14/08/2020	15,9	3,7	4,7,9	SI		E	
50	571687	4640558	163	24/08/2020	15,7	5,9		SI		F,E,P	E*
51	574029	4636062	224	07/09/2020				SI		P	
52	570939	4641427	73	08/09/2020			2,12	SI		E	E*
53	578234	4643837	149	09/09/2020			9	SI	SI	E	
54	578267	4643780	20	09/09/2020			10	SI			
55	577374	4642968	902	09/09/2020			10	NON		E	
56	578385	4643905	210	10/09/2020			10	SI		E	
57	576760	4639781	363	21/09/2020			1,10	SI	SI, Lontra	E	
58	577430	4640469	699	21/09/2020			10	NON		E	
59	591903	4643001	243	01/10/2020			9,11	NON			
60	594226	4643694	153	01/10/2020			3	Probable	Posible		
61	593533	4640788	153	01/10/2020			12	NON		E, F	O, F
62	571993	4630603	127	22/09/2020			2	Probable			
63	599562	4642186	160	01/10/2020				NON		E,P	P
64	576051	4638870	188	10/09/2020			4,8,9	NON			
65	575665	4639945	50	22/09/2020			10,13	NON		E	
66	584886	4651671	31	07/10/2020			6	SI	Posible		
67	586805	4644215	272	04/11/2020			1	SI	SI	P	

Táboa 1. Tramos mostreados na procura de indicios de presenza de toupa de auga, as súas principais características e resultados obtidos. Id.: Identificador (ver Mapa 3); Coordenadas X e Y do centroide do tramo (ETRS89, fuso 29N); L: Lonxitude (m); Data de mostraxe; T^a: Temperatura da auga (° C); Cauce: Largura do cauce (m); Factores: Principais factores antrópicos de interacción identificados (1: Forte carga gandeira na contorna; 2: Incendios forestais recentes; 3: Captación de caudal para rega e/ou abastecemento; 4: Cauce artificial en obras de paso; 5: Talas de arborado en beiras; 6: Proximidade a saltos hidroeléctricos; 7: Residuos sólidos nas beiras/cauce; 8: Marxes artificiais; 9: Obstáculos artificiais no cauce; 10: Variación de caudal por aproveitamentos hidroeléctricos; 11: Vertidos de augas residuais; 12: Azudes artificiais de media entidade; 13: Vexetación arbórea exótica nas beiras; GAL (1): Presenza segura da especie en base aos excrementos rexistrados; GAL (2): Presenza de pelos da especie nos seus excrementos (SI) ou nos de predadores (Lontra ou Visión); Lontra e Visión: Presenza das especies en base a excrementos (E), pegadas (P), fototrampeo (F), capturas (C) ou observación (O), sinalando cun asterisco (*) os rexistros probables.

Anexo II. Niveis de correlación espacial das variables con carga informativa exploradas no proceso de modelización para determinar a área de distribución potencial de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo

	B1	B5	B9	B10	B12	B14	B18	rca	Rca_ acc	taps	arb	urb	alt
B1	-				121								
B5		-	7279										
B9			-										
B10				-			185		1,1				11,5
B12					-								
B14						-	195						
B18							-						16,9
Rca								-	1				
Rcaacc									-				1,16
Taps										-	1,7	1,03	
Arb											-		
Urb.												-	
Alt													-

Táboa 1. Valores de correlación espacial (variance inflation factor) entre algunhas das variables utilizadas no proceso de modelización. Destácanse os valores de correlación elevados.

#	Layer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
altitude	1	1	-0,26394	-0,27803	-0,97466	-0,9704	-0,19695	0,72468	-0,15902	-0,87784	-0,96804	-0,87637	-0,96828	0,66137	-0,44979	-0,02609	-0,20065	0,05283	-0,05724	0,04789	-0,0505	-0,25313	-0,16479	-0,17424
arb_dtl_pctx	2	-0,26394	1	0,98865	0,21698	0,20116	0,00791	-0,12177	0,1162	0,3679	0,25256	0,15917	0,19037	-0,17759	0,3572	-0,07223	0,08621	0,0289	-0,06244	-0,16194	-0,03283	0,12078	0,00258	-0,03345
arb_suma_pctx	3	-0,27803	0,98865	1	0,22878	0,21326	-0,00845	-0,14055	0,10588	0,38822	0,26912	0,16508	0,20226	-0,18826	0,40373	-0,06083	0,09058	0,04044	-0,07232	-0,18328	-0,04982	0,1348	0,04317	0,00164
bio1	4	-0,97466	0,21698	0,22878	1	0,99834	0,21859	-0,73786	0,16185	0,87305	0,98645	0,88457	0,99709	-0,66645	0,41623	0,00342	0,16153	-0,01781	0,10842	0,03739	0,09666	0,17859	0,12411	0,16718
bio10	5	-0,9704	0,20116	0,21326	0,99834	1	0,20041	-0,75385	0,13398	0,85428	0,98414	0,88526	0,99955	-0,67759	0,40891	0,00324	0,15961	-0,01264	0,11795	0,05002	0,1176	0,17458	0,11932	0,16453
bio12	6	-0,19695	0,00791	-0,00845	0,21859	0,20041	1	0,43275	0,92837	0,30609	0,21435	0,20845	0,18604	0,12375	-0,02932	-0,17007	-0,03321	-0,13844	0,08601	0,07845	0,06438	-0,00964	-0,12158	0,0598
bio14	7	0,72468	-0,12177	-0,14055	-0,73786	-0,75385	0,43275	1	0,5252	-0,4935	-0,70616	-0,66837	-0,76619	0,69759	-0,34625	-0,0888	-0,14932	-0,05361	-0,07328	-0,02898	-0,12124	-0,16232	-0,15315	-0,09973
bio18	8	-0,15902	0,1162	0,10588	0,16185	0,13398	0,92837	0,5252	1	0,39714	0,19933	0,10755	0,11322	0,18413	0,06012	-0,12414	-0,013	-0,10344	-0,01355	-0,04859	-0,10627	0,01078	-0,03062	0,07283
bio3	9	-0,87784	0,3679	0,38822	0,87305	0,85428	0,30609	-0,4935	0,39714	1	0,92414	0,69162	0,84196	-0,54227	0,52996	0,04528	0,18156	-0,00733	-0,0576	-0,16916	-0,18679	0,21935	0,26252	0,19258
bio5	10	-0,96804	0,25256	0,26912	0,98645	0,98414	0,21435	-0,70616	0,19933	0,92414	1	0,84354	0,98035	-0,66001	0,46673	0,02676	0,17809	-0,00687	0,06469	-0,02151	0,02809	0,20408	0,17677	0,1775
bio6	11	-0,87637	0,15917	0,16508	0,88457	0,88526	0,20845	-0,66837	0,10755	0,69162	0,84354	1	0,88753	-0,58772	0,3438	-0,03024	0,1319	-0,0345	0,16021	0,13785	0,18925	0,15442	0,02635	0,12859
bio9	12	-0,96828	0,19037	0,20226	0,99709	0,99955	0,18604	-0,76619	0,11322	0,84196	0,98035	0,88753	1	-0,68036	0,40057	0,00311	0,15845	-0,01332	0,12338	0,05773	0,12828	0,17332	0,11395	0,16078
dist_desemboc	13	0,66137	-0,17759	-0,18826	-0,66645	-0,67759	0,12375	0,69759	0,18413	-0,54227	-0,66001	-0,58772	-0,68036	1	-0,3236	0,09681	-0,15124	-0,06798	-0,05146	-0,02278	-0,00668	-0,05237	-0,17466	-0,1181
n_usos	14	-0,44979	0,3572	0,40373	0,41623	0,40891	-0,02932	-0,34625	0,06012	0,52996	0,46673	0,3438	0,40057	-0,3236	1	0,11009	0,1123	0,31389	-0,15925	-0,33072	-0,27707	0,21707	0,49591	0,24936
permeab_pctx	15	-0,02609	-0,07223	-0,06083	0,00342	0,00324	-0,17007	-0,0888	-0,12414	0,04528	0,02676	-0,03024	0,00311	0,09681	0,11009	1	0,12451	-0,03943	-0,14614	-0,20262	-0,24738	0,24055	0,212	0,01855
rca_acc_bo	16	-0,20065	0,08621	0,09058	0,16153	0,15961	-0,03321	-0,14932	-0,013	0,18156	0,17809	0,1319	0,15845	-0,15124	0,1123	0,12451	1	-0,08403	-0,11267	-0,22466	-0,076	0,46071	0,01692	-0,01585
rca_ha	17	0,05283	0,0289	0,04044	-0,01781	-0,01264	-0,13844	-0,05361	-0,10344	-0,00733	-0,00687	-0,0345	-0,01332	-0,06798	0,31389	-0,03943	-0,08403	1	-0,02527	-0,03045	-0,07396	-0,20326	0,05503	0,04104
slope_cauce	18	-0,05724	-0,06244	-0,07232	0,10842	0,11795	0,08601	-0,07328	-0,01355	-0,0576	0,06469	0,16021	0,12338	-0,05146	-0,15925	-0,14614	-0,11267	-0,02527	1	0,54863	0,43554	-0,18355	-0,25942	-0,05042
slope_tramo	19	0,04789	-0,16194	-0,18328	0,03739	0,05002	0,07845	-0,02898	-0,04859	-0,16916	-0,02151	0,13785	0,05773	-0,02278	-0,33072	-0,20262	-0,22466	-0,03045	0,54863	1	0,48427	-0,50907	-0,29751	-0,07542
slope_10_pctx	20	-0,0505	-0,03283	-0,04982	0,09666	0,1176	0,06438	-0,12124	-0,10627	-0,18679	0,02809	0,18925	0,12828	-0,00668	-0,27707	-0,24738	-0,076	-0,07396	0,43554	0,48427	1	-0,01385	-0,50561	-0,14382
strahler_corr	21	-0,25313	0,12078	0,1348	0,17859	0,17458	-0,00964	-0,16232	0,01078	0,21935	0,20408	0,15442	0,17332	-0,05237	0,21707	0,24055	0,46071	-0,20326	-0,18355	-0,50907	-0,01385	1	0,04191	0,00704
taps_pctx	22	-0,16479	0,00258	0,04317	0,12411	0,11932	-0,12158	-0,15315	-0,03062	0,26252	0,17677	0,02635	0,11395	-0,17466	0,49591	0,212	0,01692	0,05503	-0,25942	-0,29751	-0,50561	0,04191	1	0,27483
urb_pctx	23	-0,17424	-0,03345	0,00164	0,16718	0,16453	0,0598	-0,09973	0,07283	0,19258	0,1775	0,12859	0,16078	-0,1181	0,24936	0,01855	-0,01585	0,04104	-0,05042	-0,07542	-0,14382	0,00704	0,27483	1

Táboa 2. Matriz de correlación das variables utilizadas no proceso de modelización da distribución potencial de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo.



XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

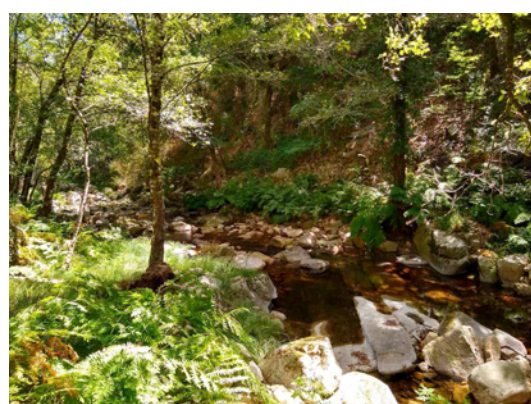
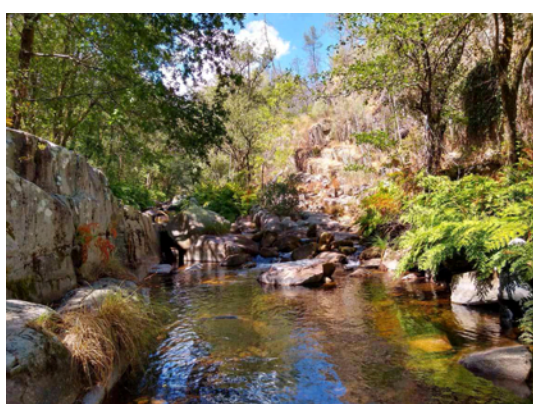
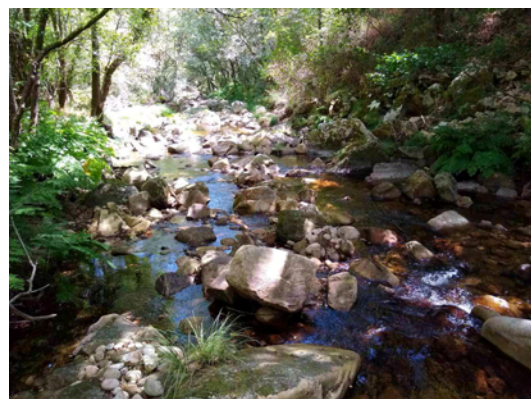
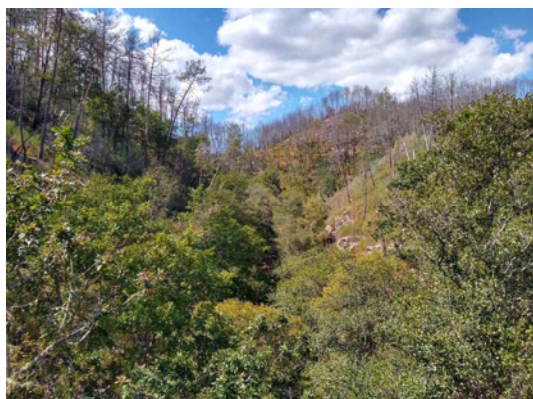
galicia

Anexo III. Fotografías dos tramos mostreados

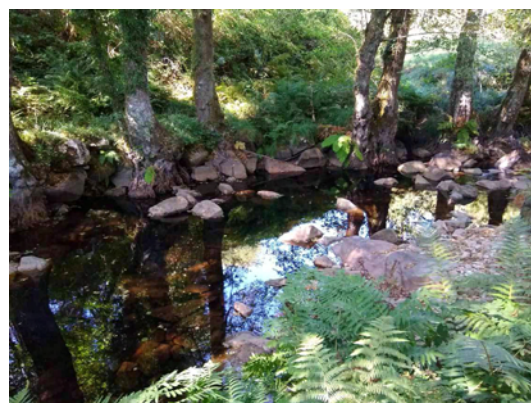
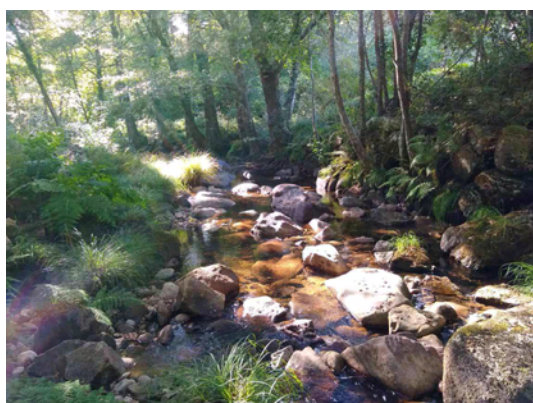
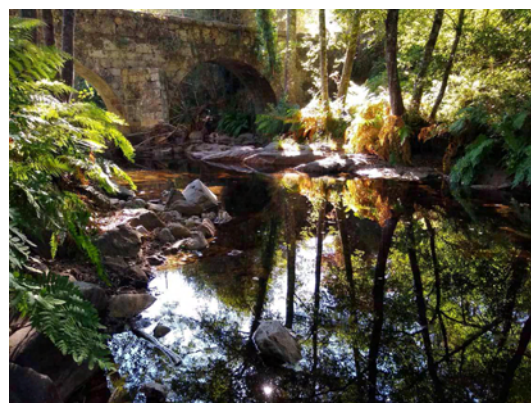
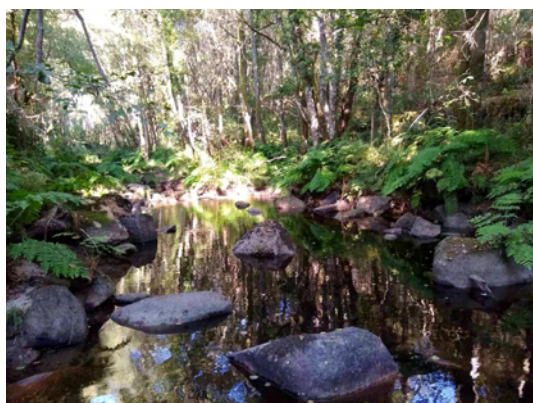


Xacobeo 2021

Tramo 1



Tramo 2





XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desenvolvemento Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

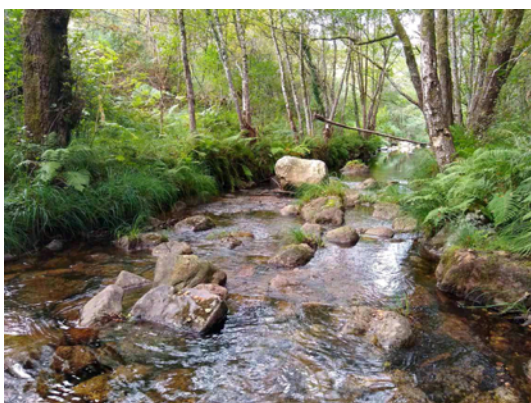
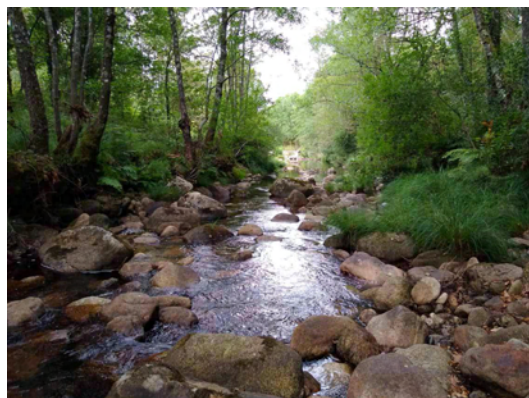
galicia

Tramo 3



Xacobeo 2021

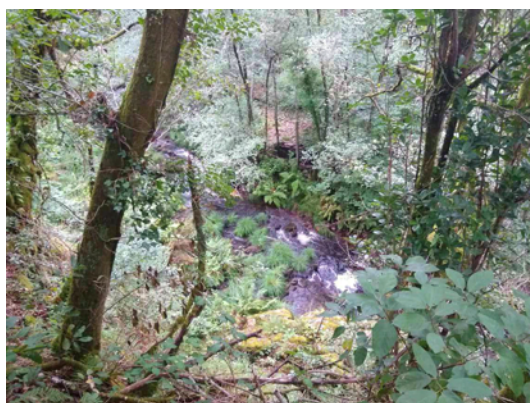
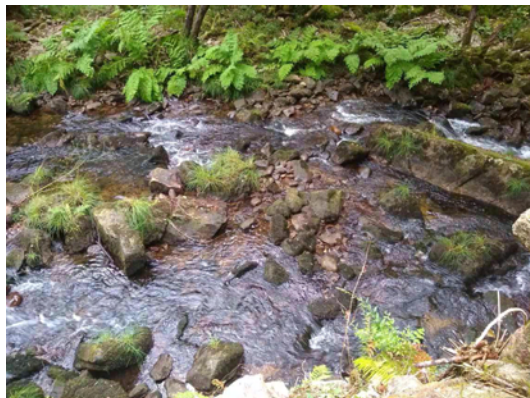
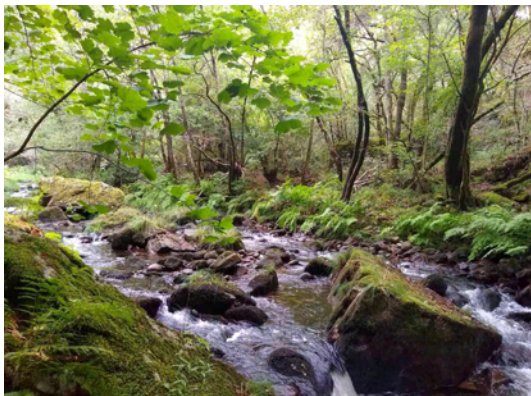
Tramo 4



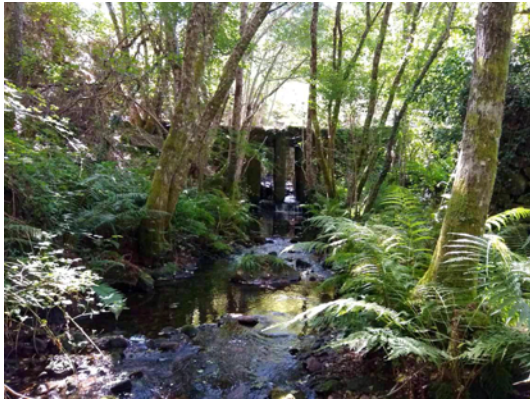
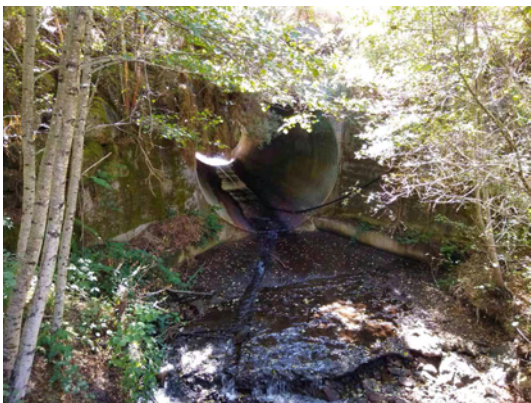
Tramo 5



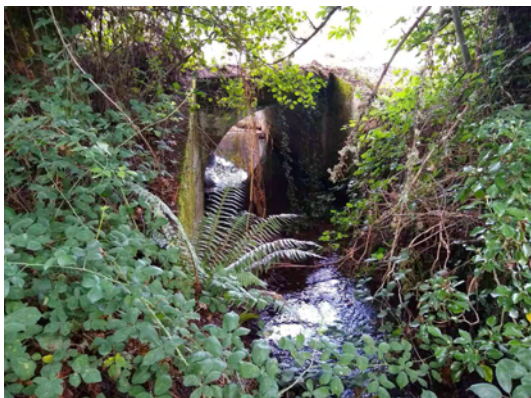
Tramo 6



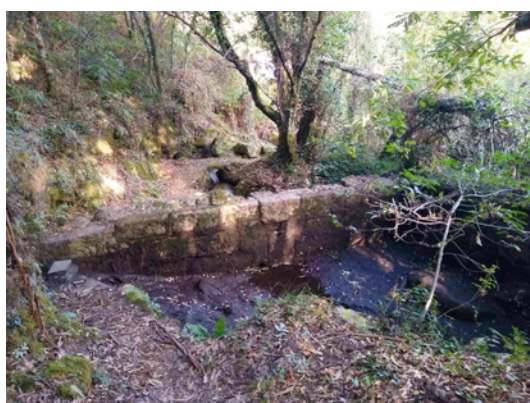
Tramo 8



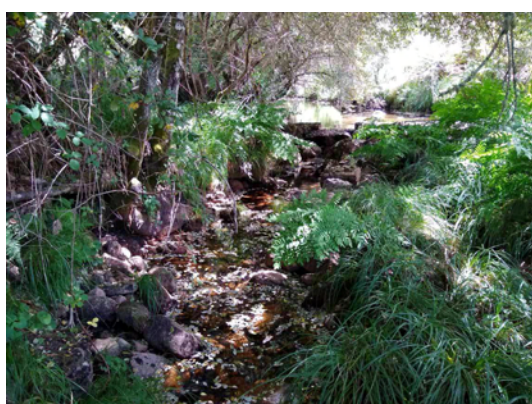
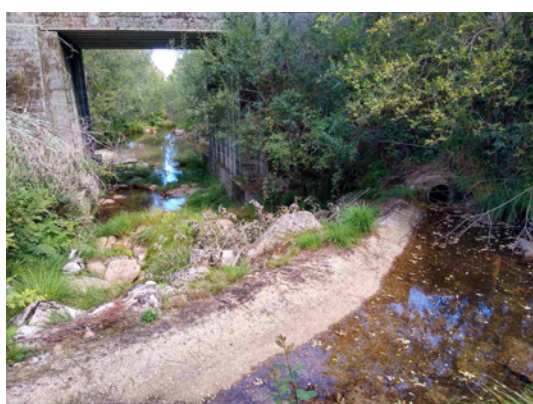
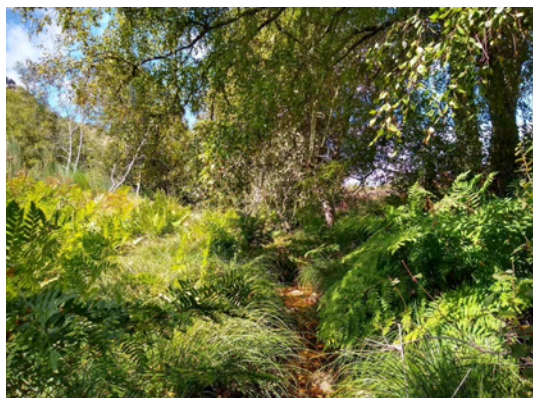
Tramo 9



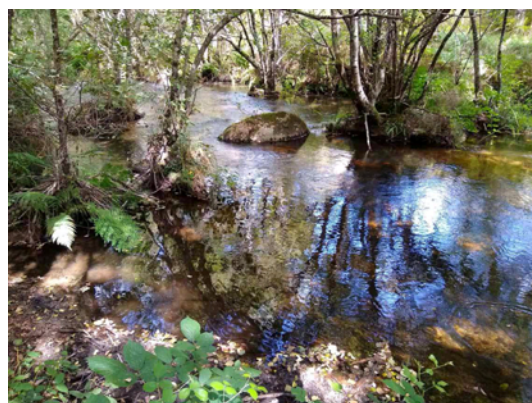
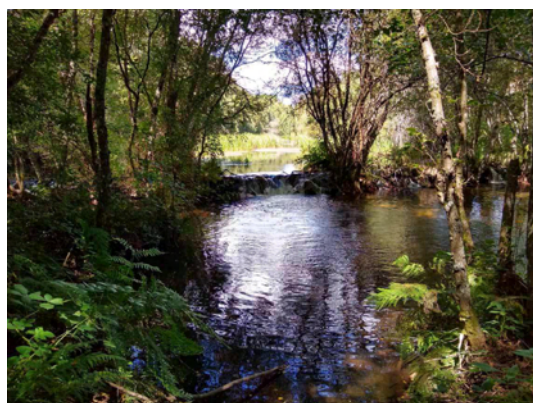
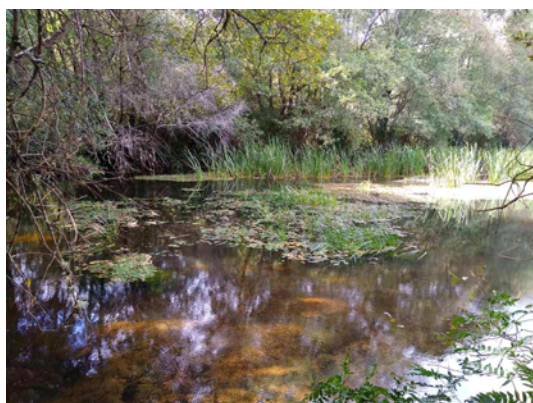
Tramo 10



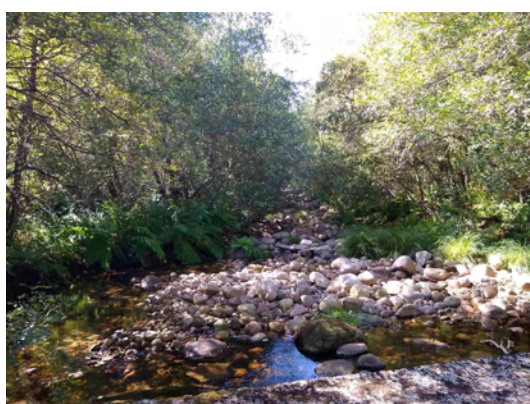
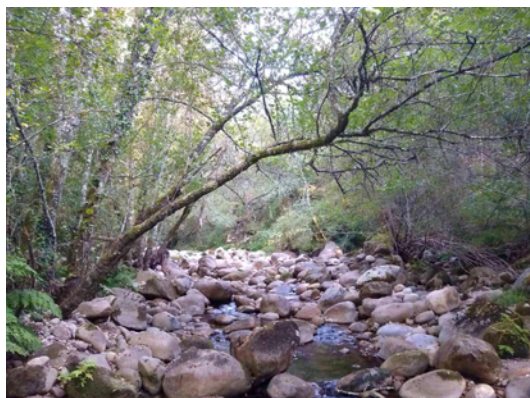
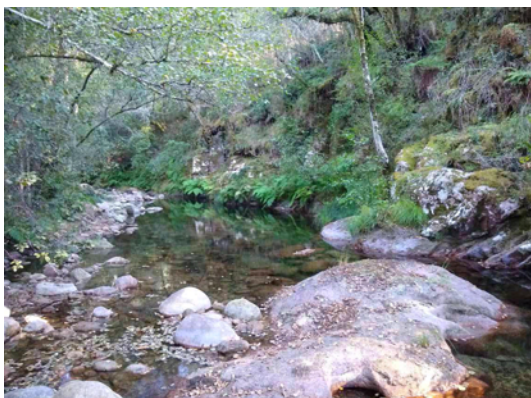
Tramo 11



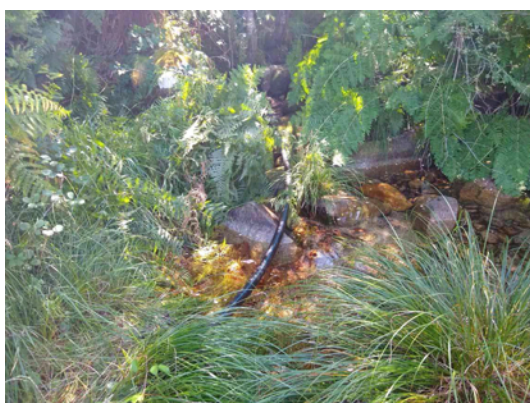
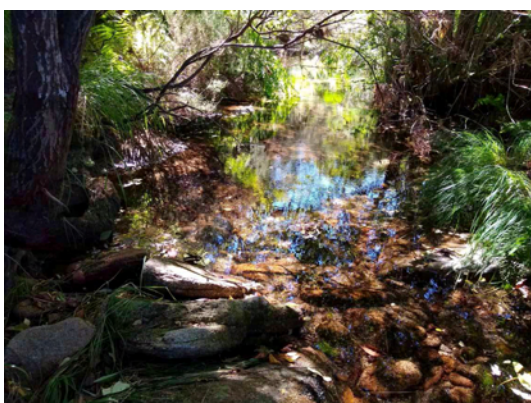
Tramo 12



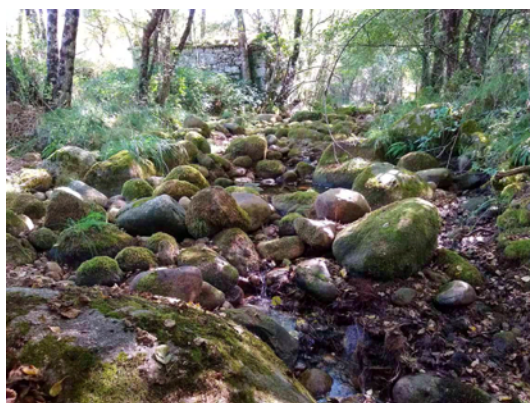
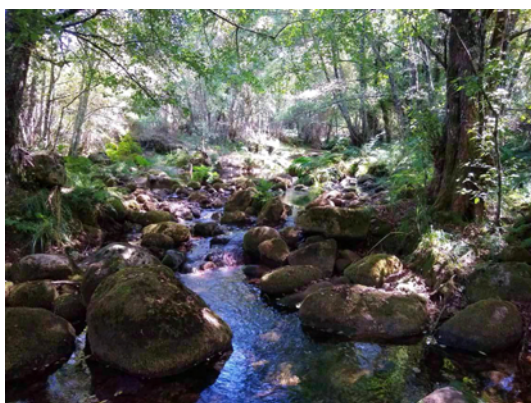
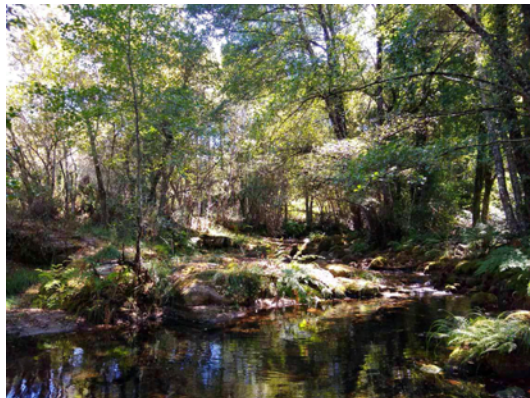
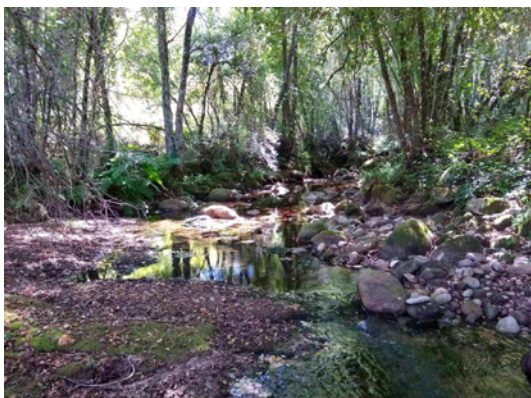
Tramo 13



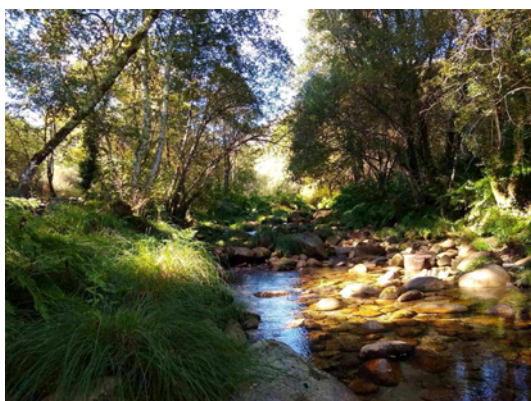
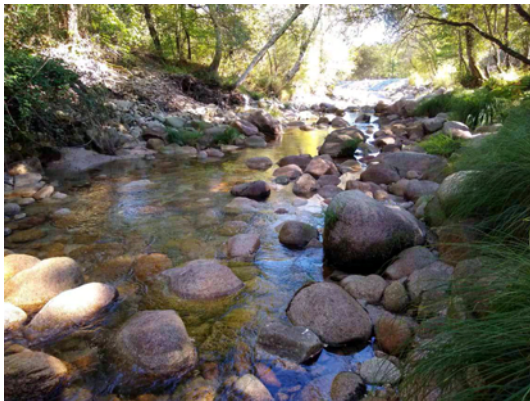
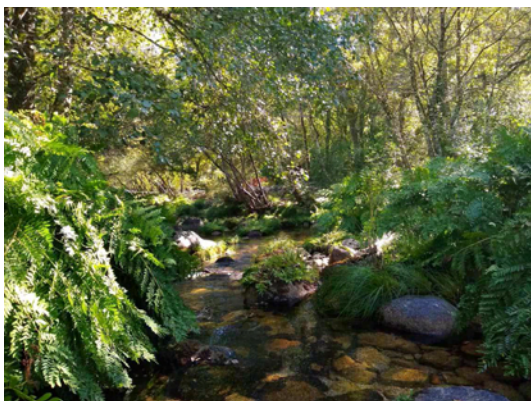
Tramo 14



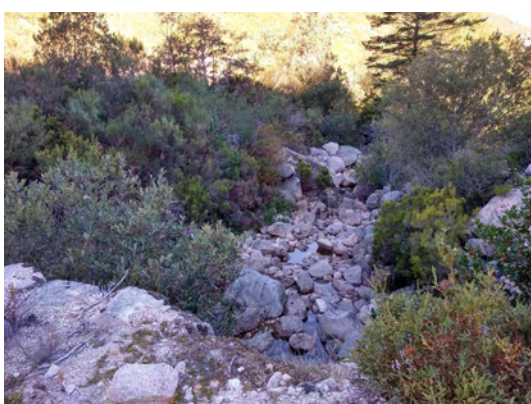
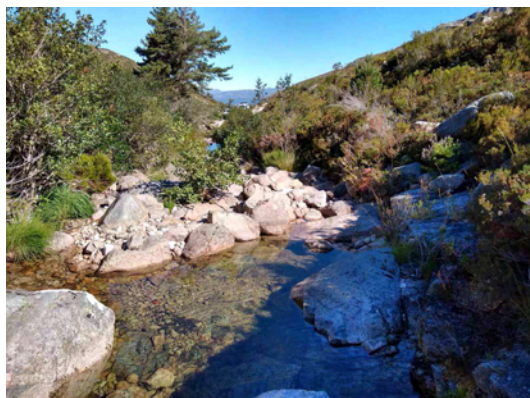
Tramo 15



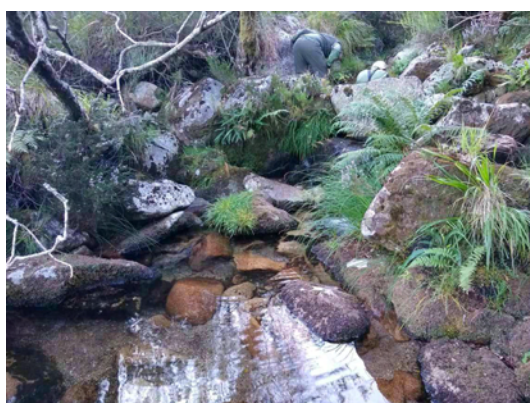
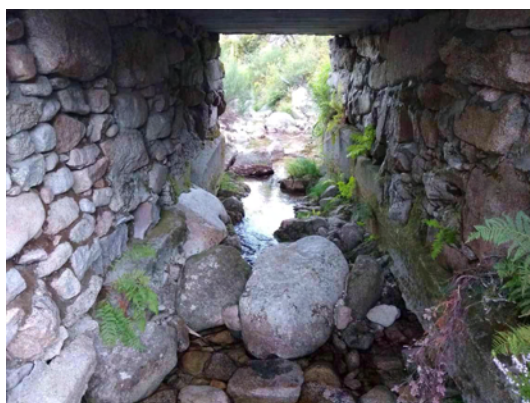
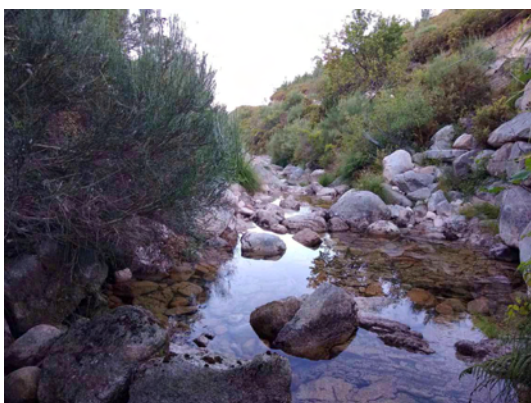
Tramo 16



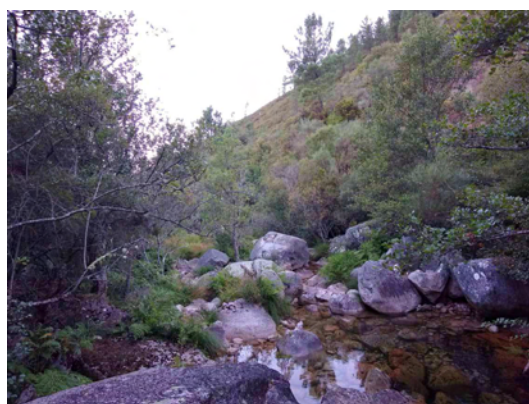
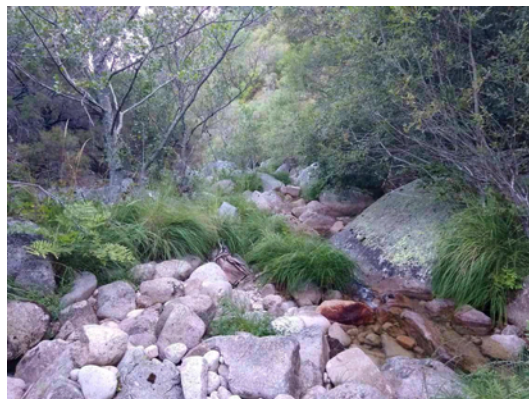
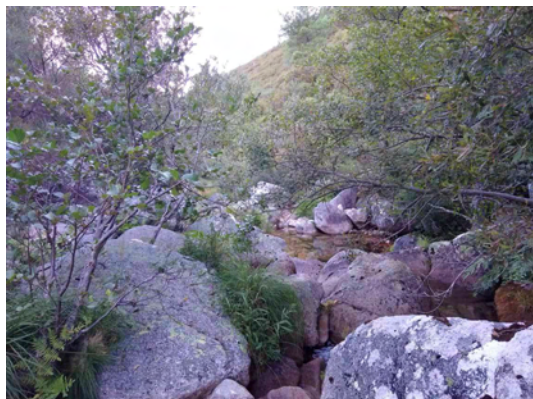
Tramo 17



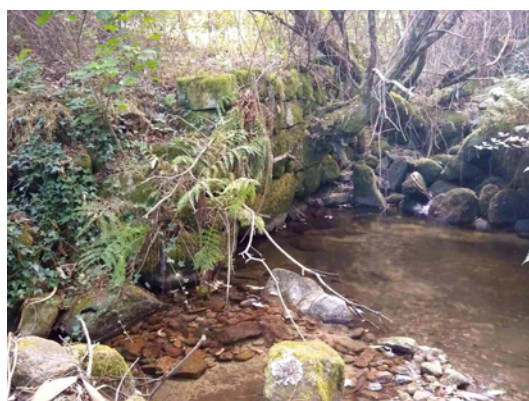
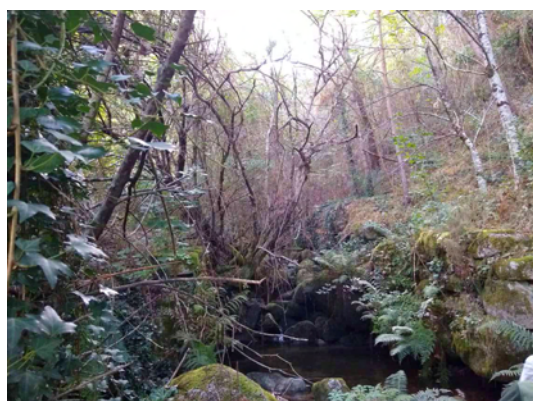
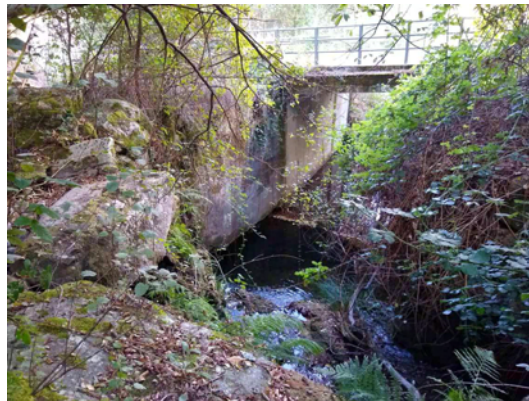
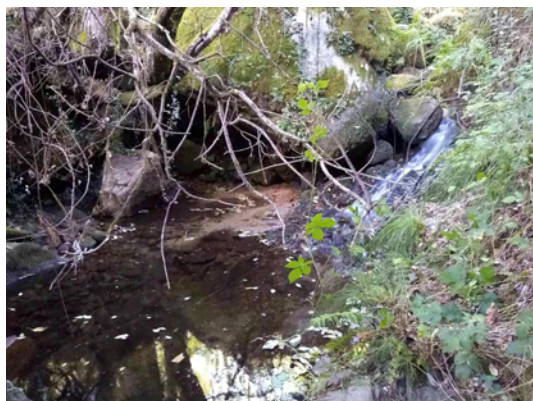
Tramo 18



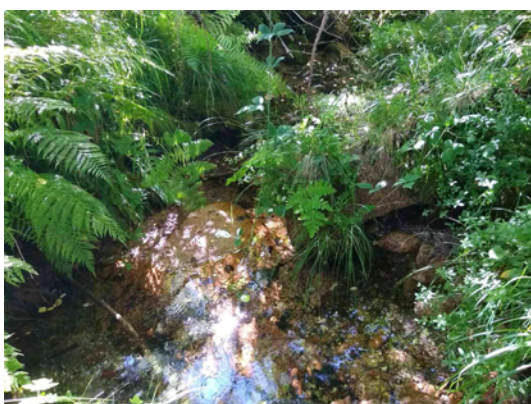
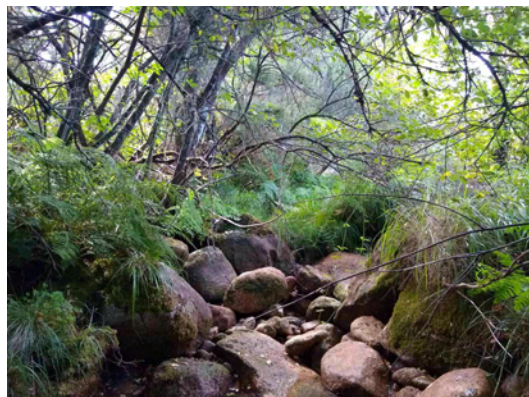
Tramo 19



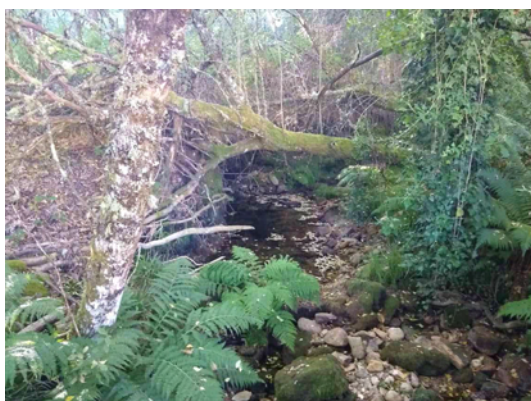
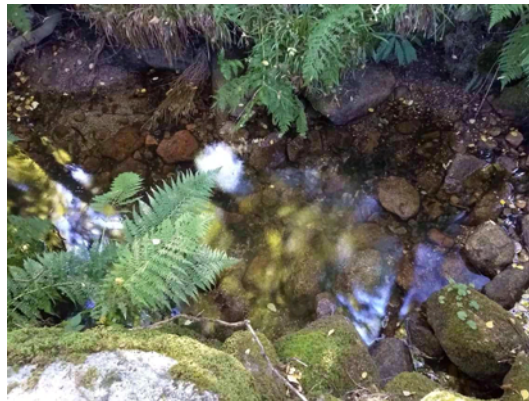
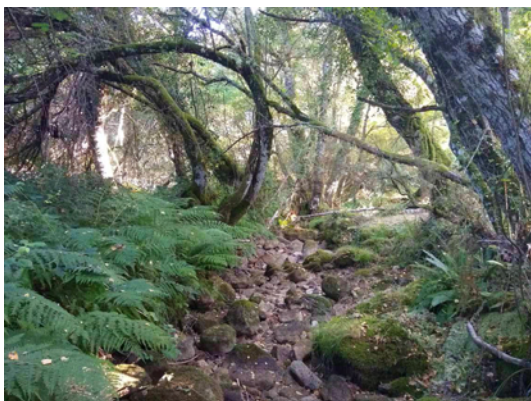
Tramo 20



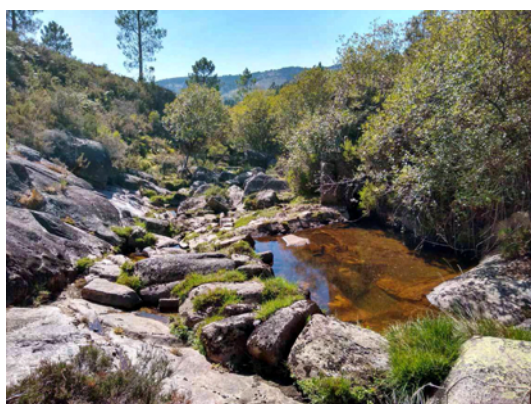
Tramo 21



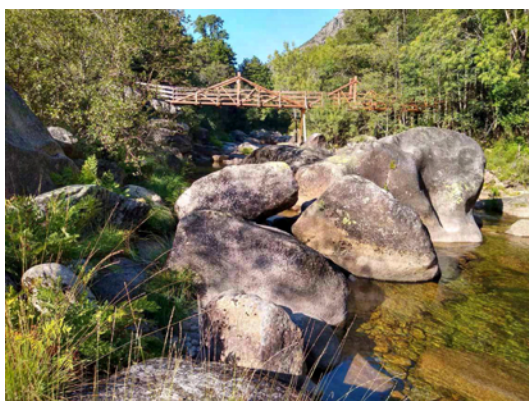
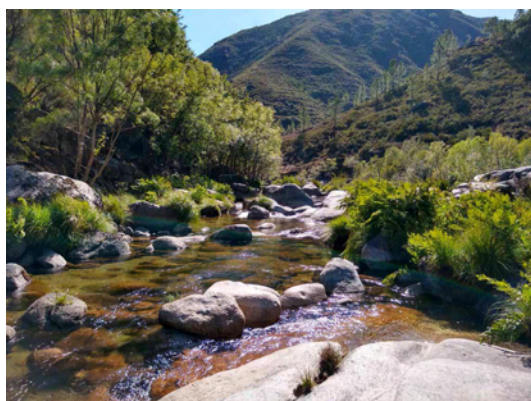
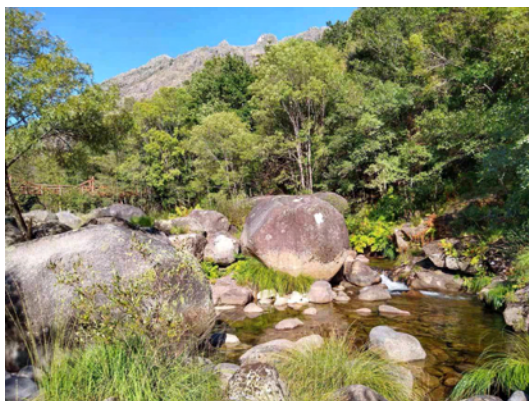
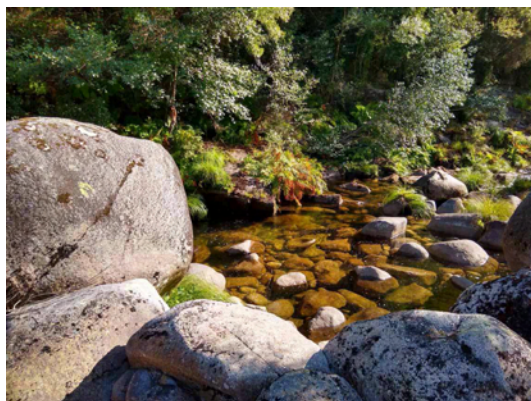
Tramo 22



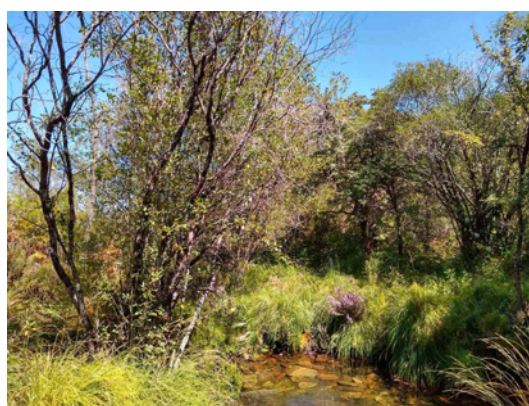
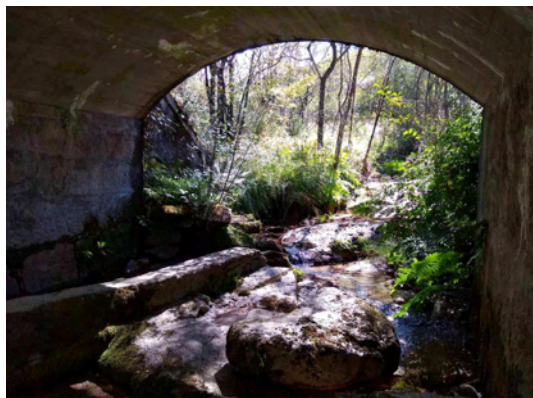
Tramo 23



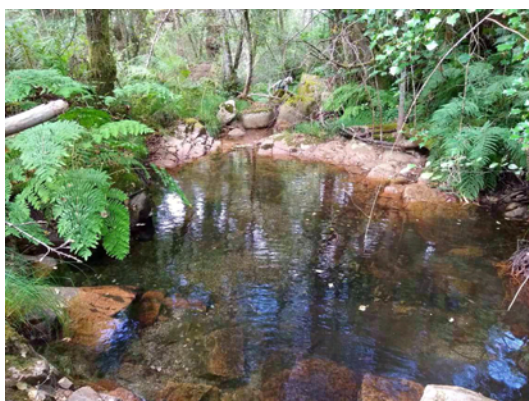
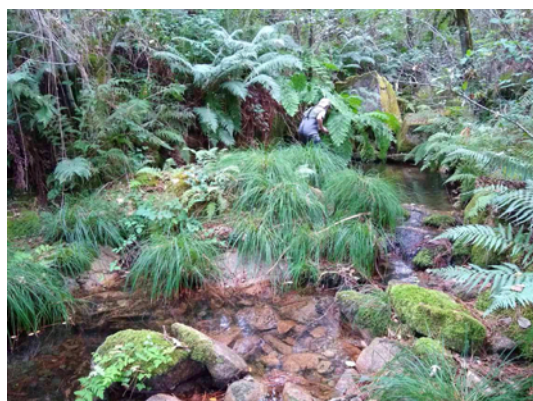
Tramo 24



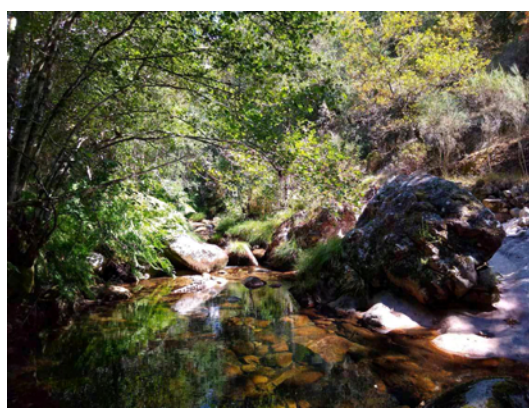
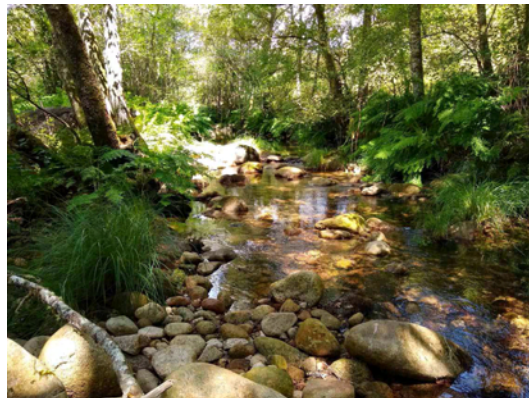
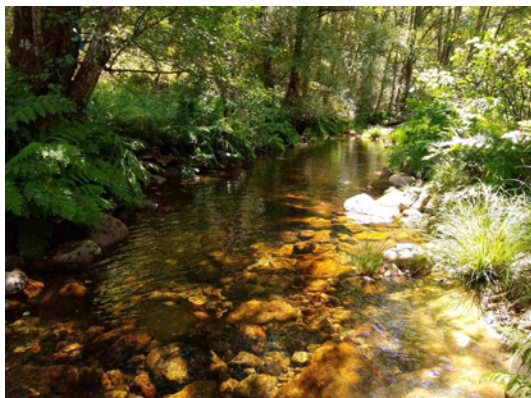
Tramo 26



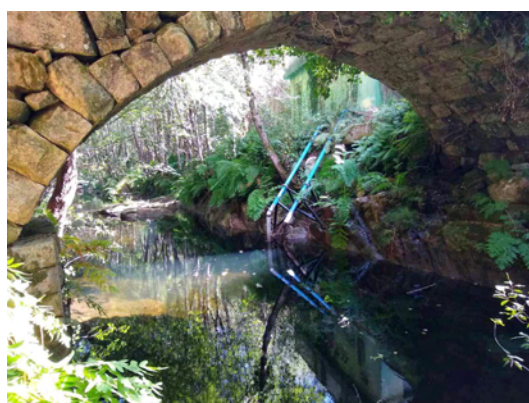
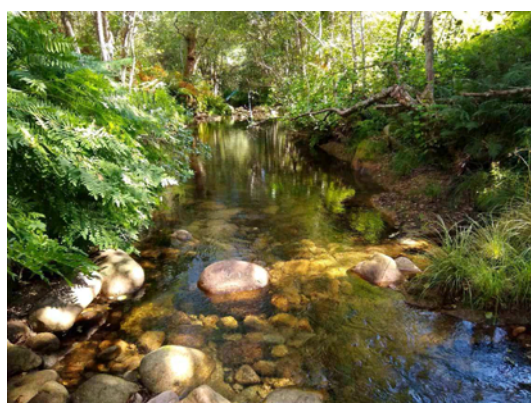
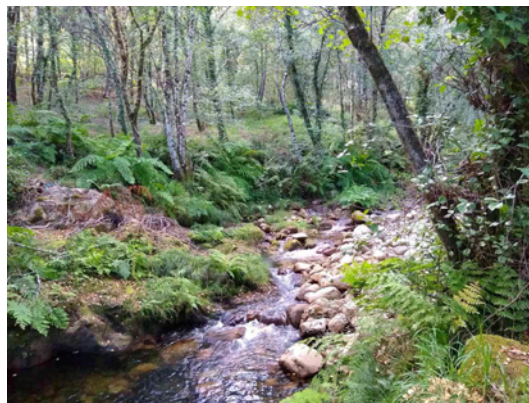
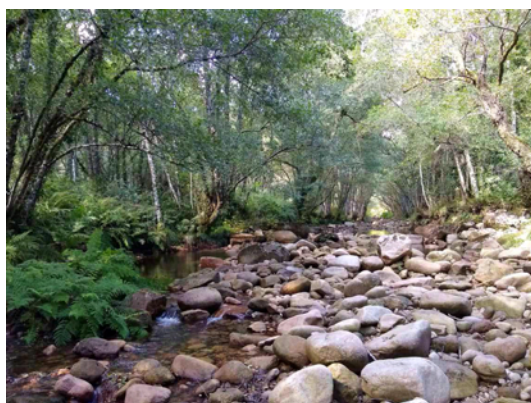
Tramo 27



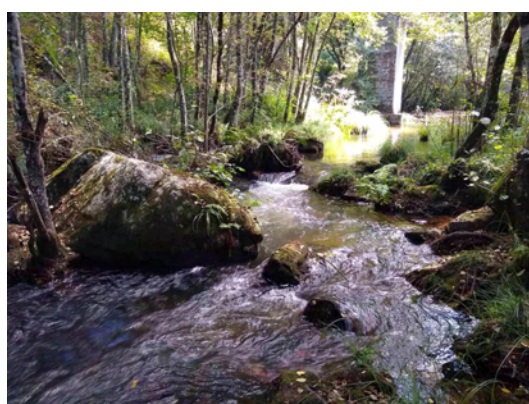
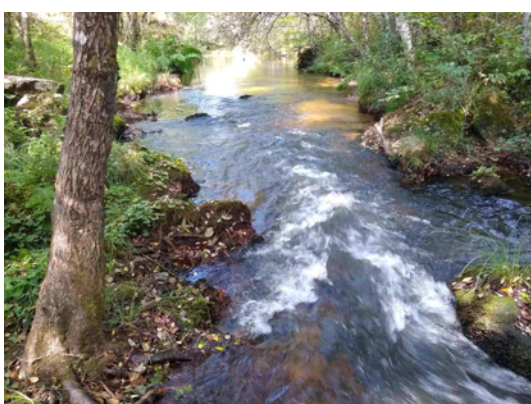
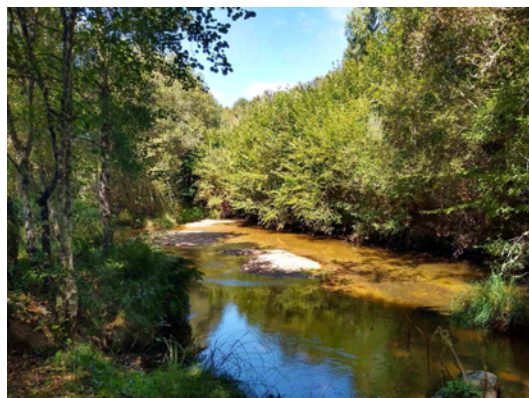
Tramo 28



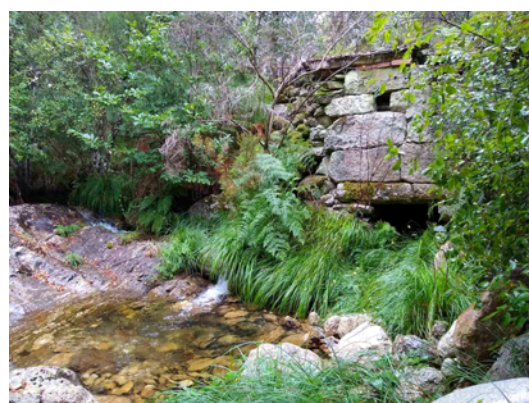
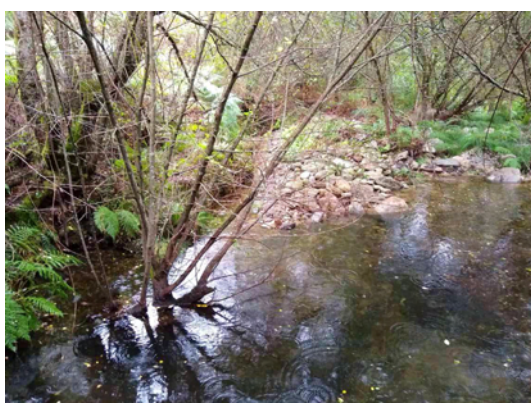
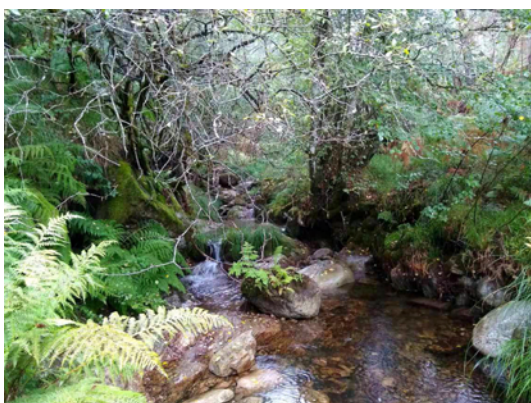
Tramo 29



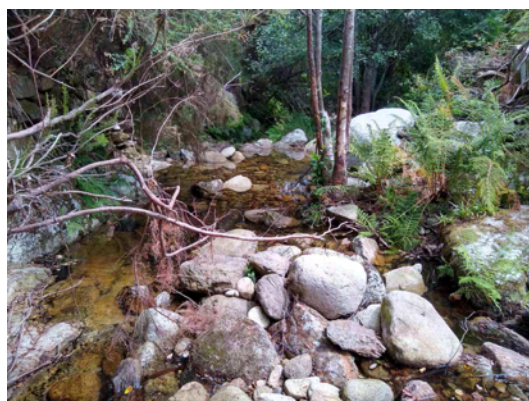
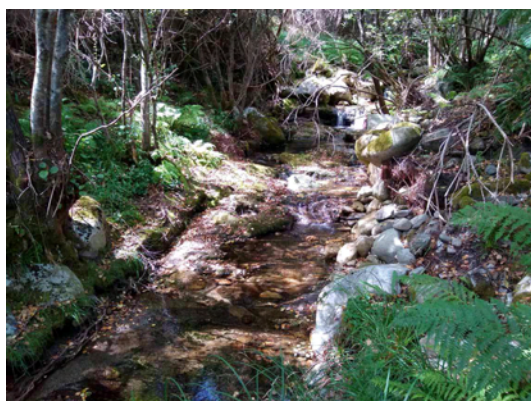
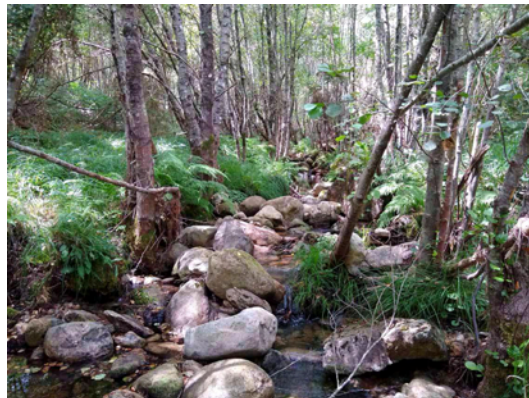
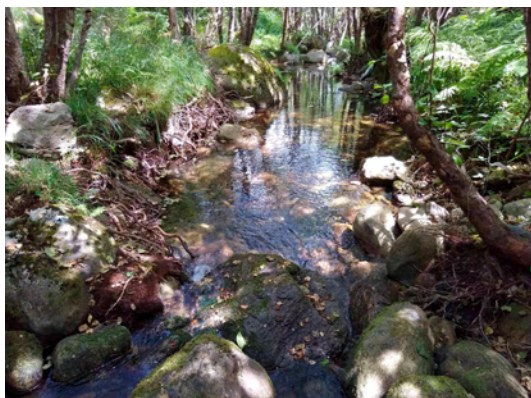
Tramo 30



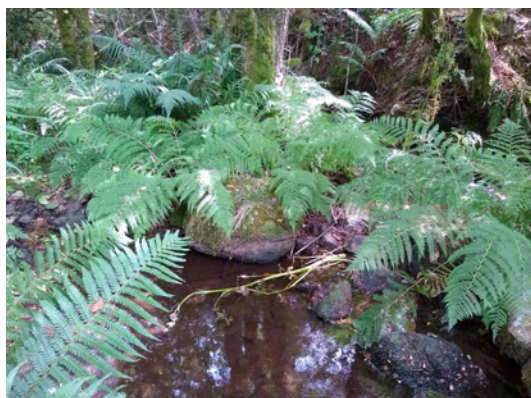
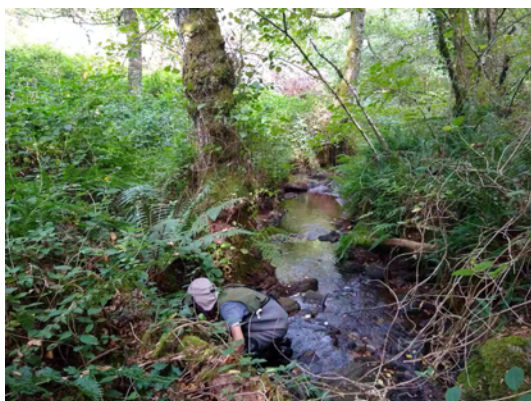
Tramo 31



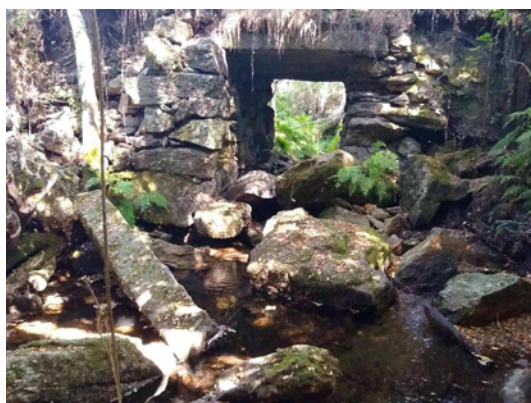
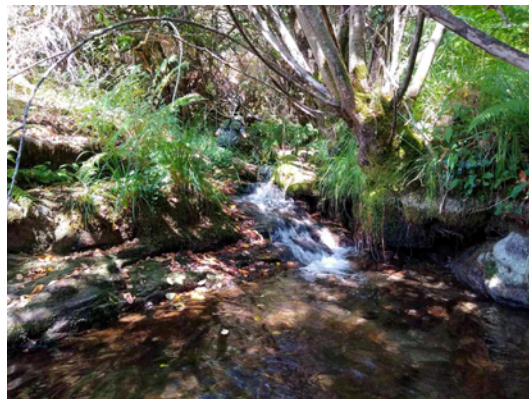
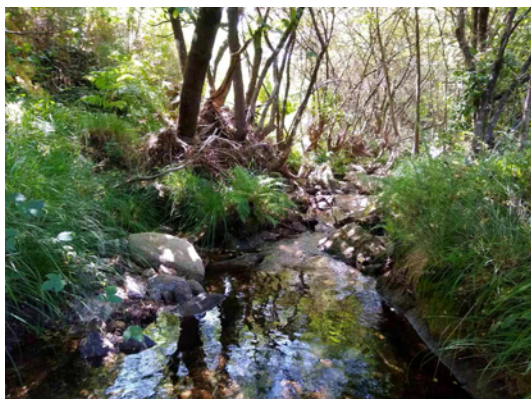
Tramo 32



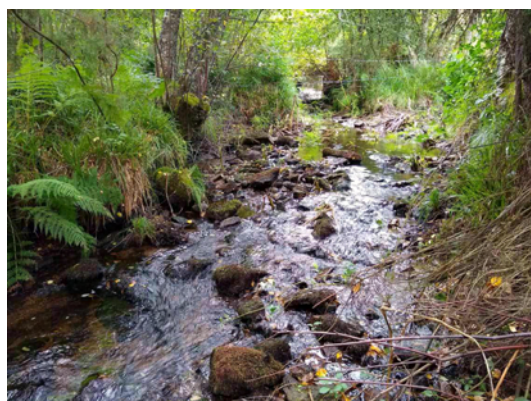
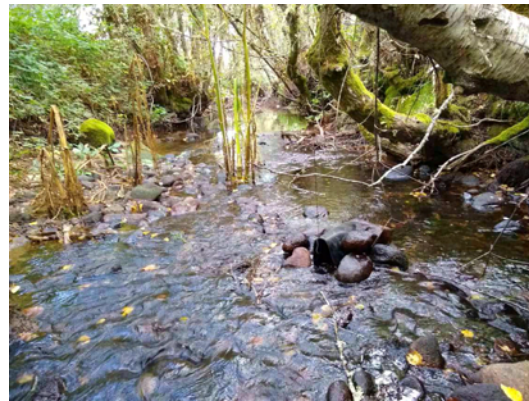
Tramo 33



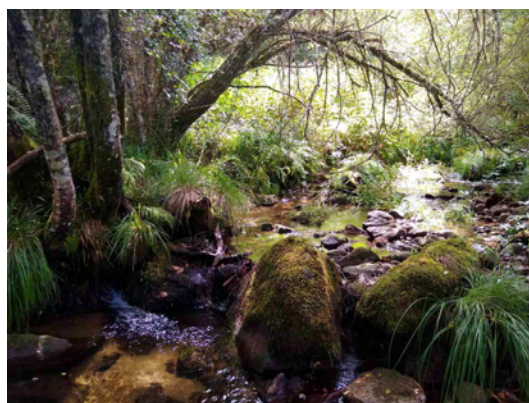
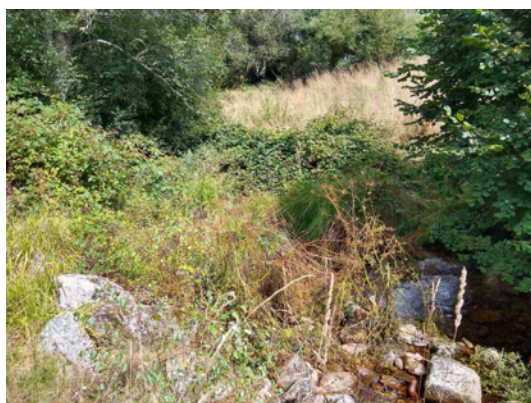
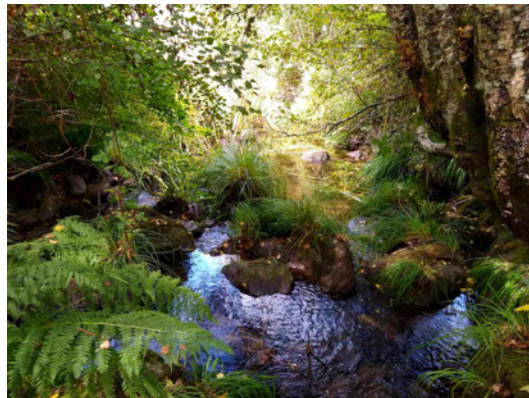
Tramo 34



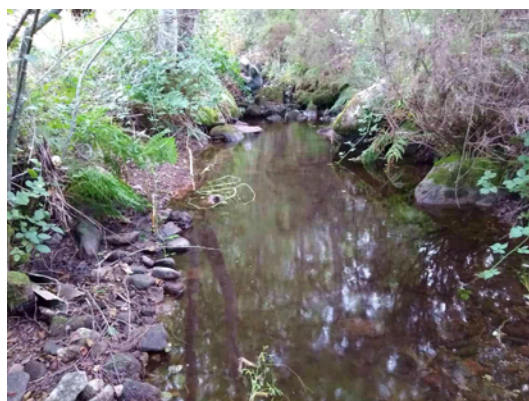
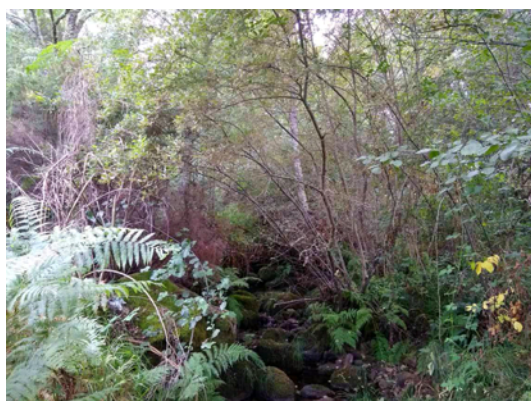
Tramo 35



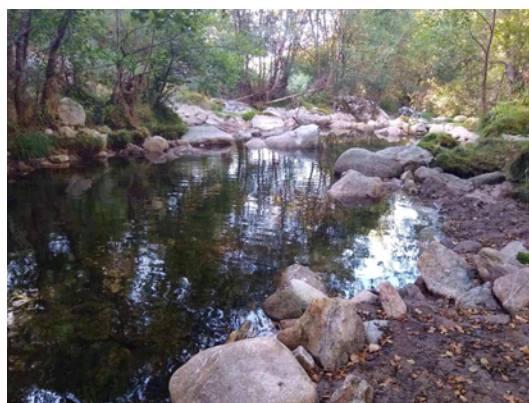
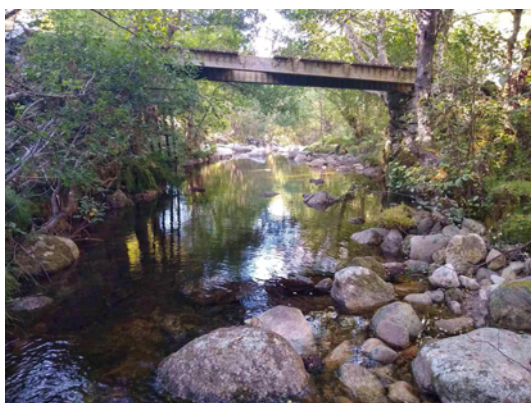
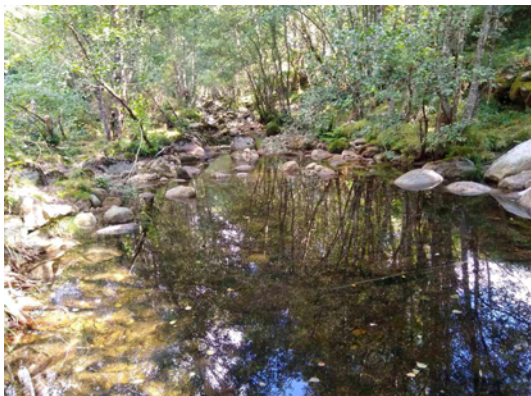
Tramo 36



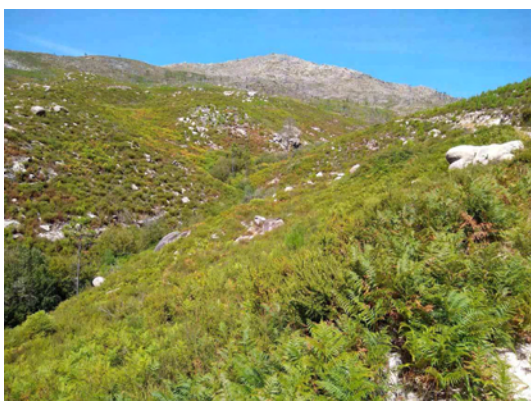
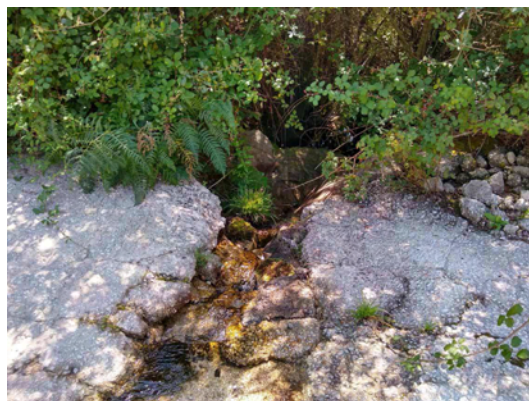
Tramo 37



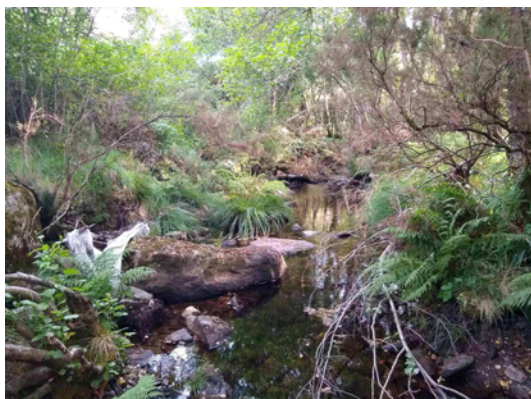
Tramo 38



Tramo 39



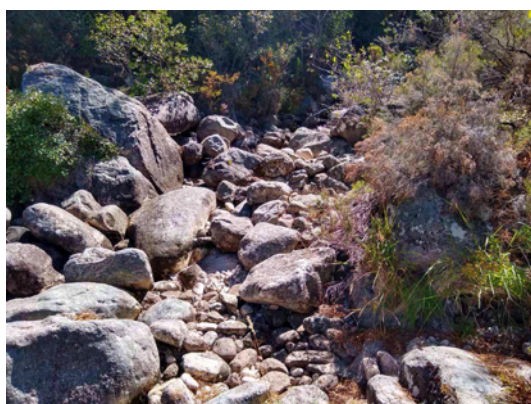
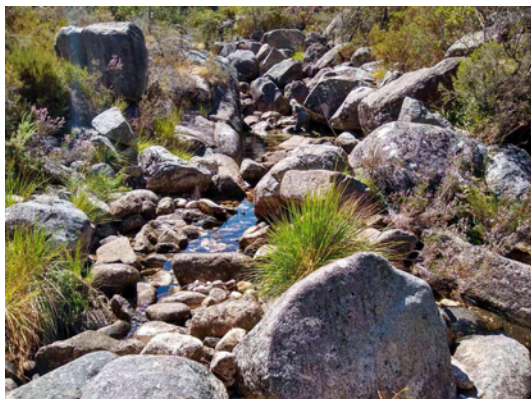
Tramo 40



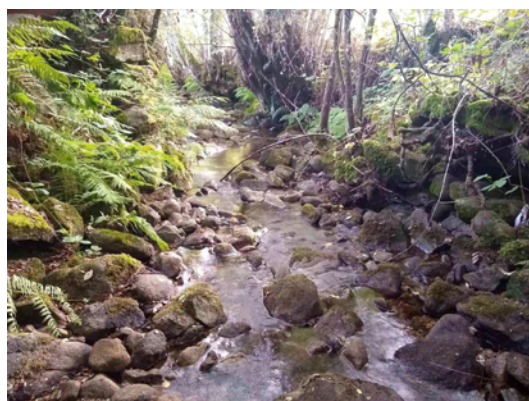
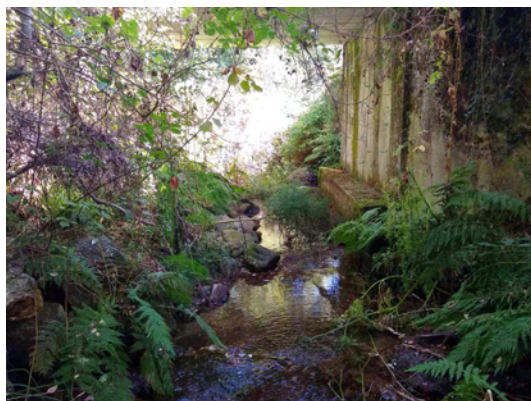
Tramo 41



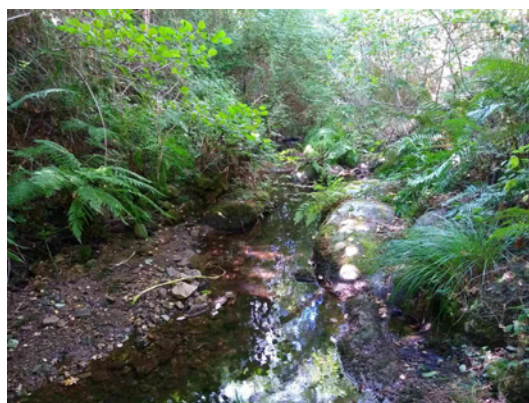
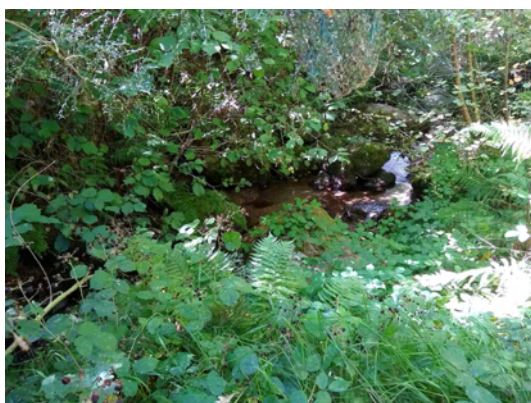
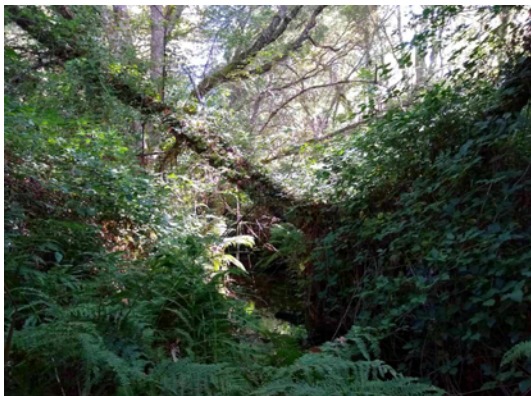
Tramo 42



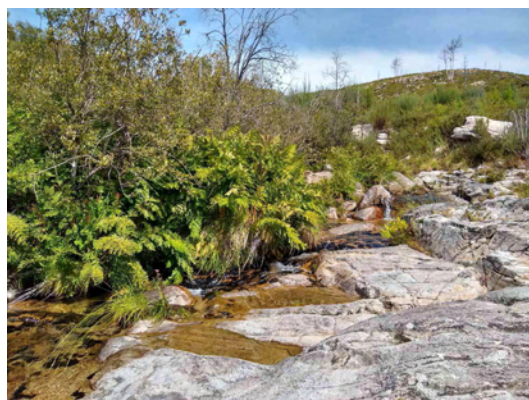
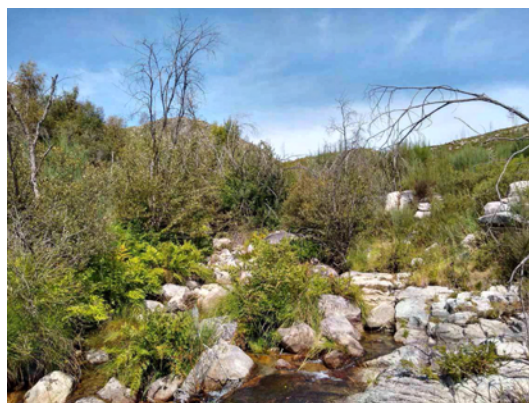
Tramo 43



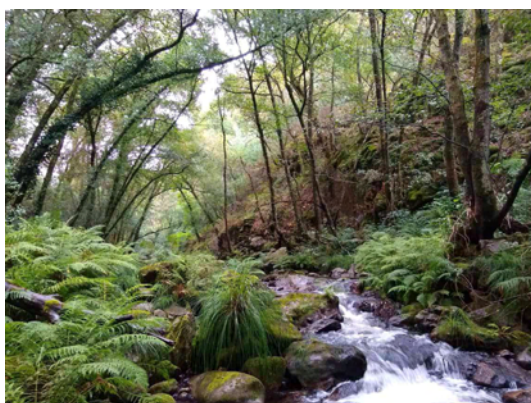
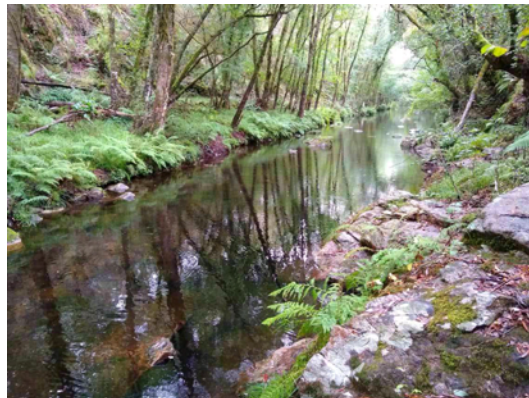
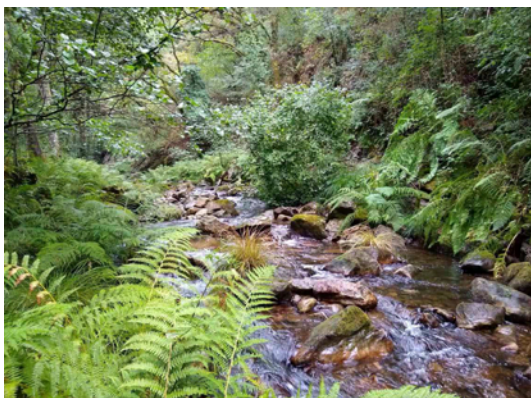
Tramo 44



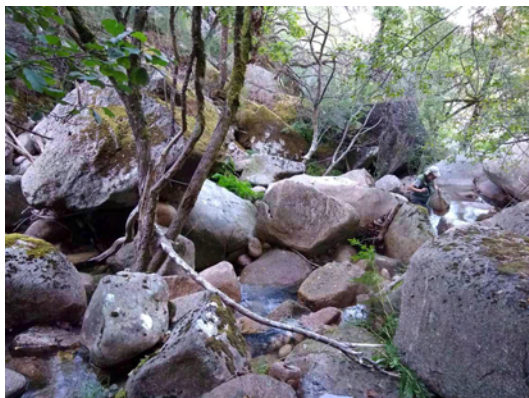
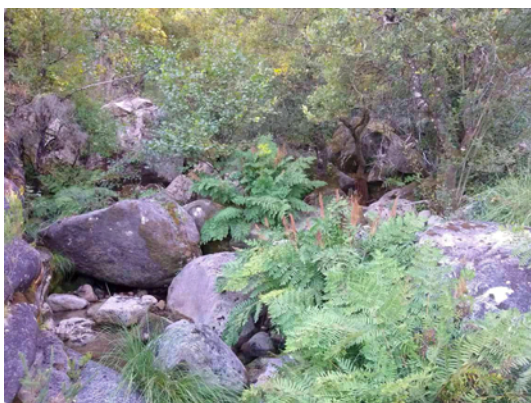
Tramo 45



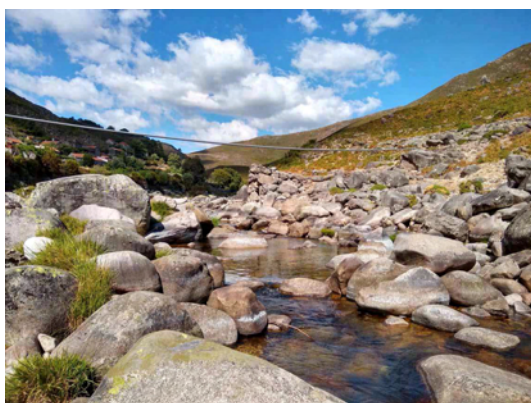
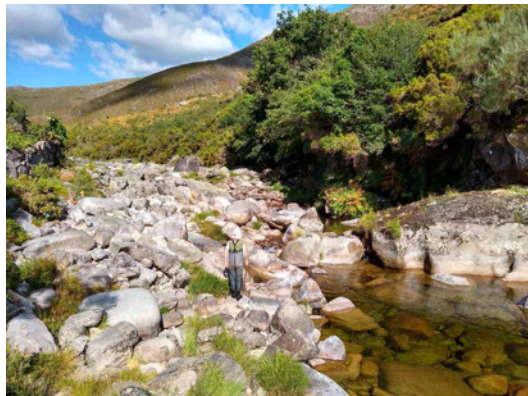
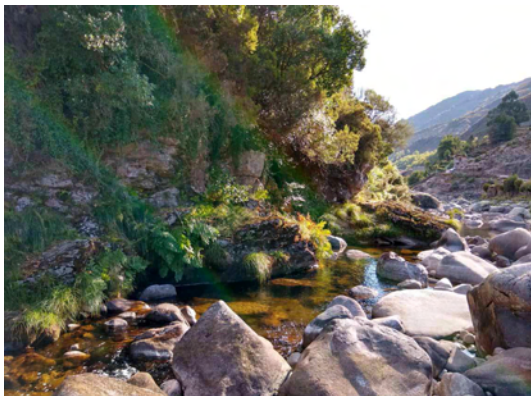
Tramo 46



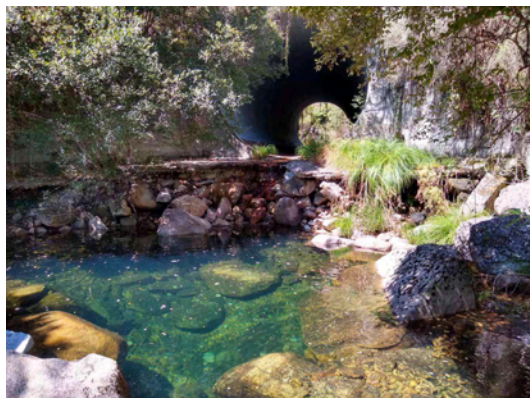
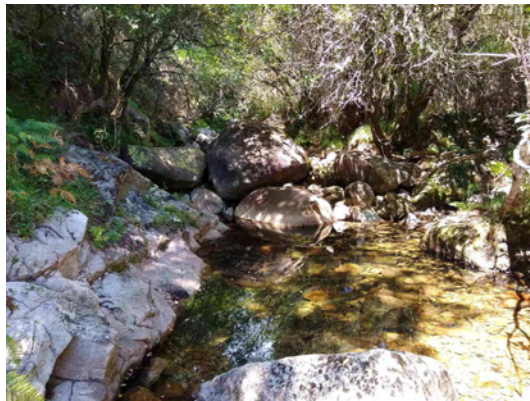
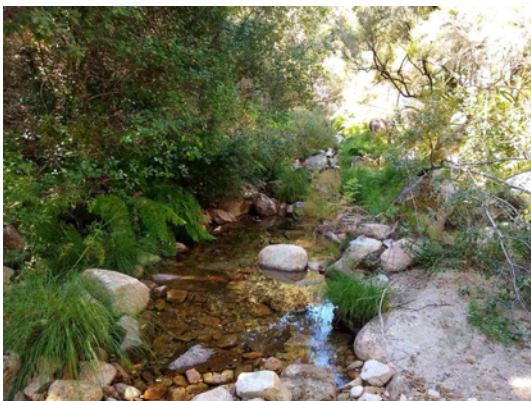
Tramo 47



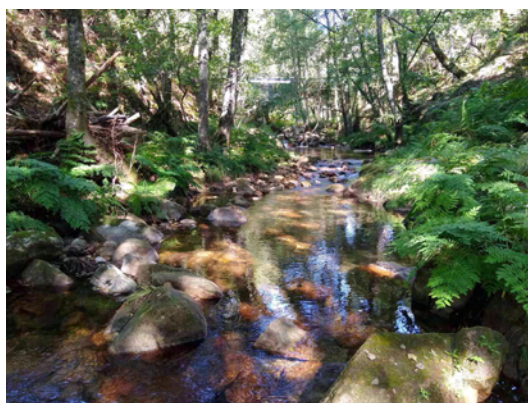
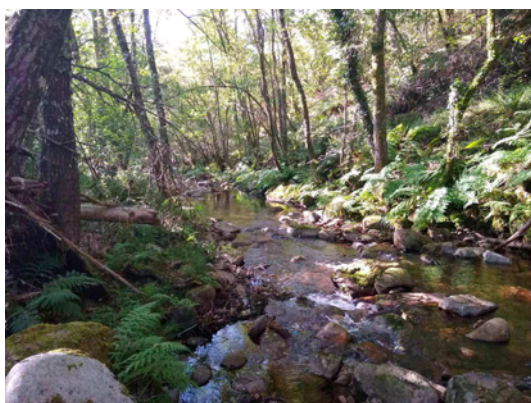
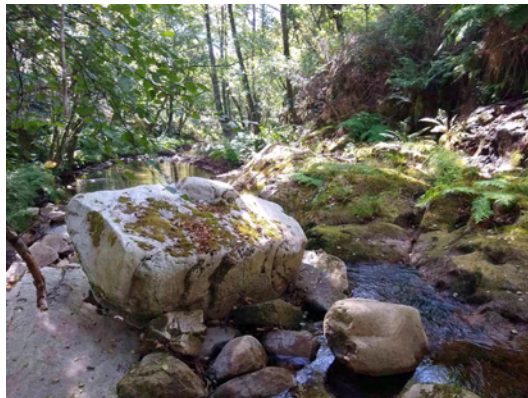
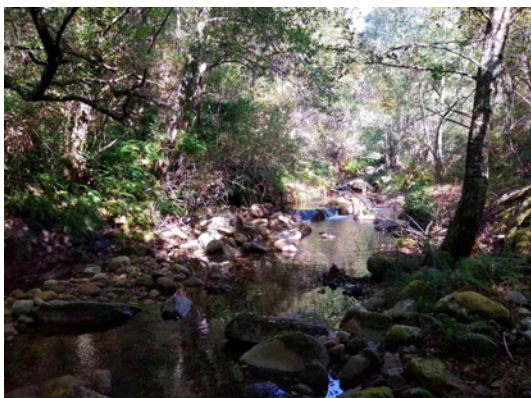
Tramo 48



Tramo 49



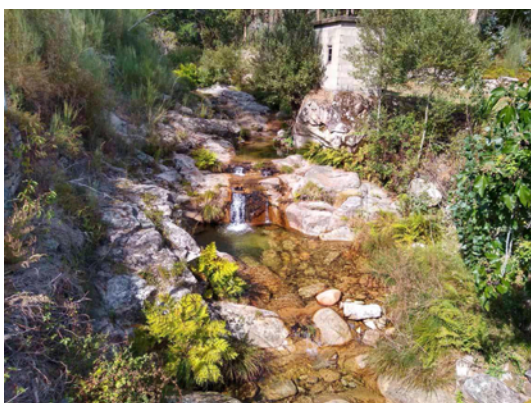
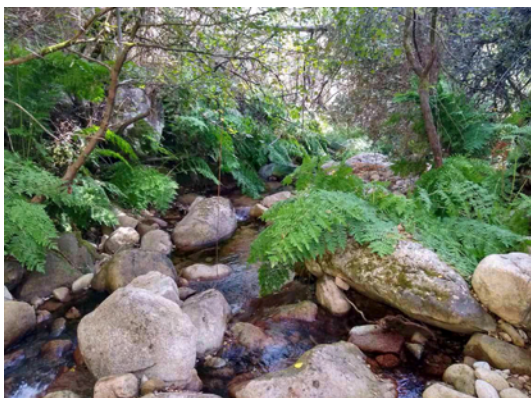
Tramo 50



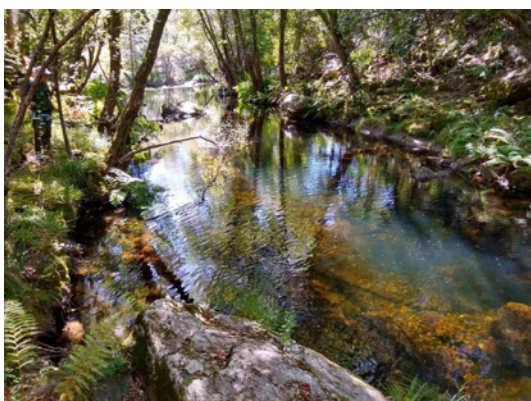
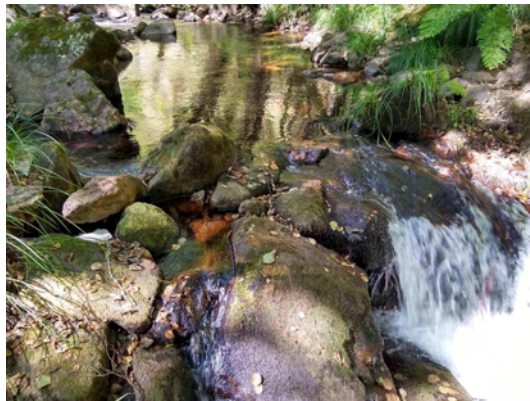
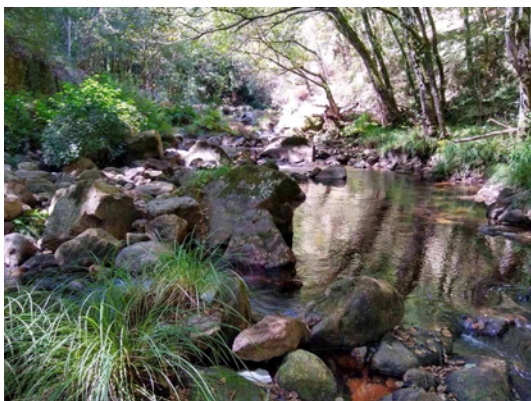
Tramo 51



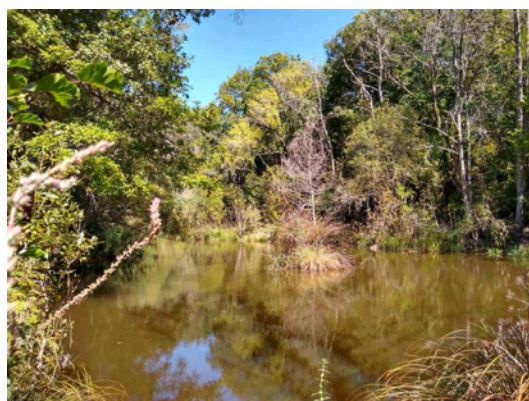
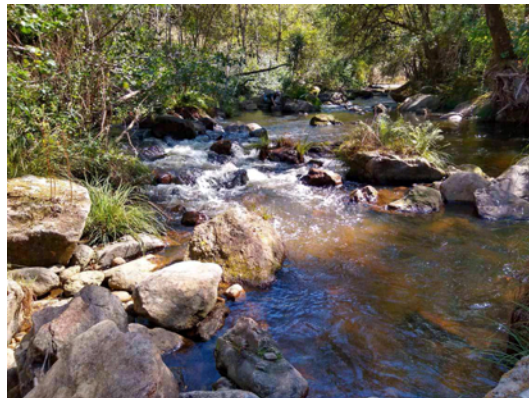
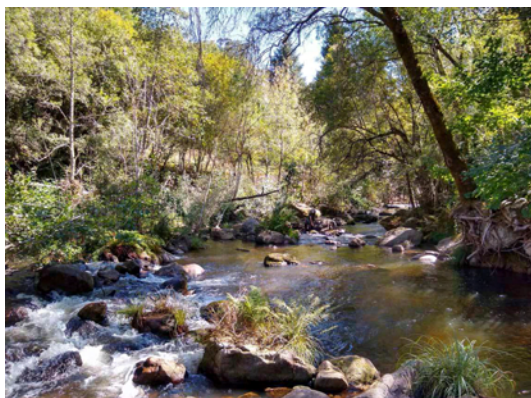
Tramo 52



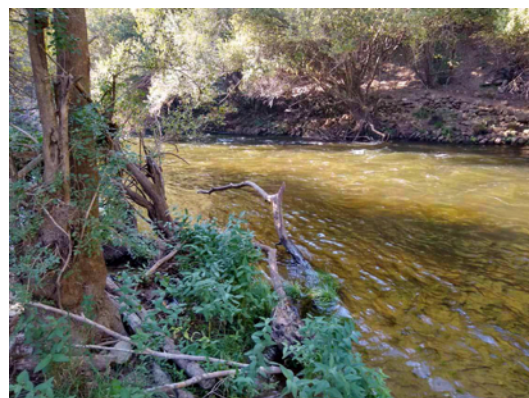
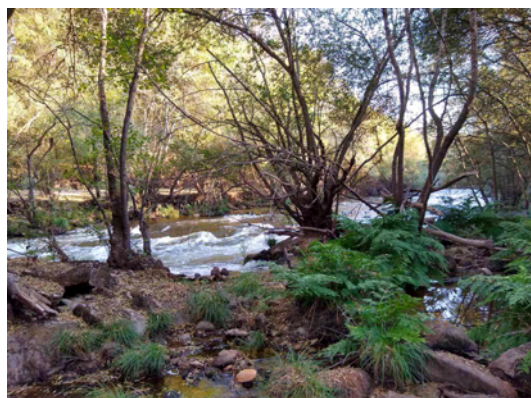
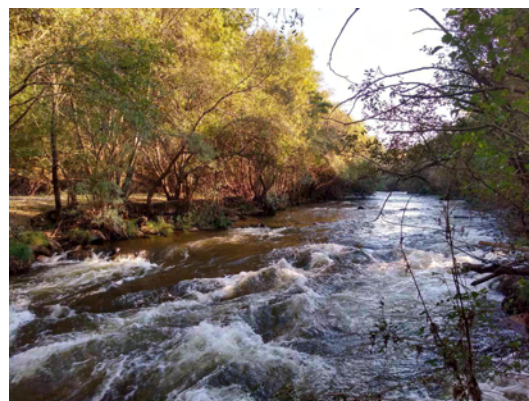
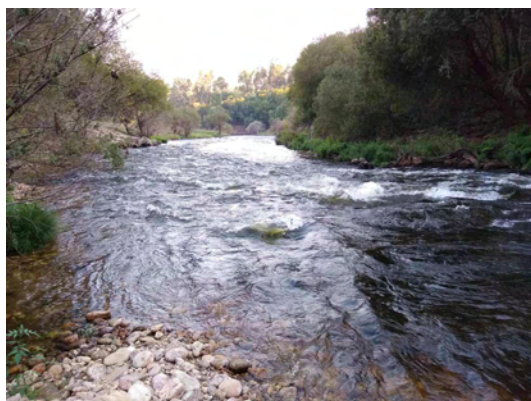
Tramo 53



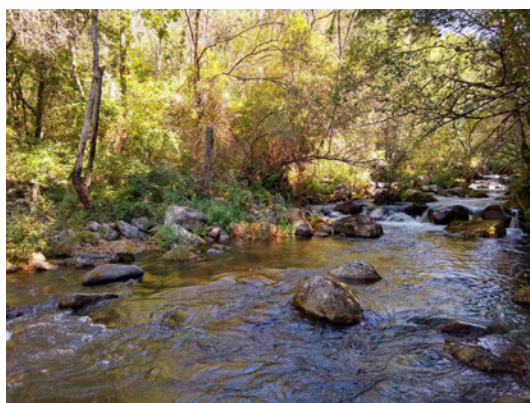
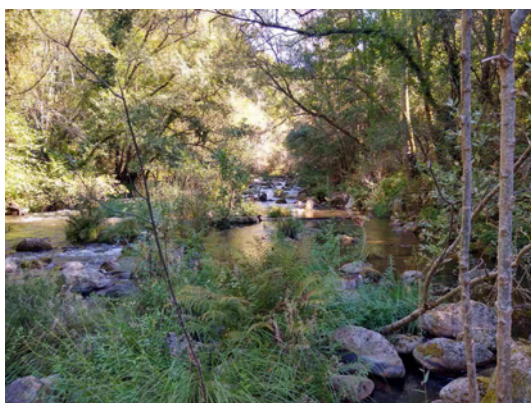
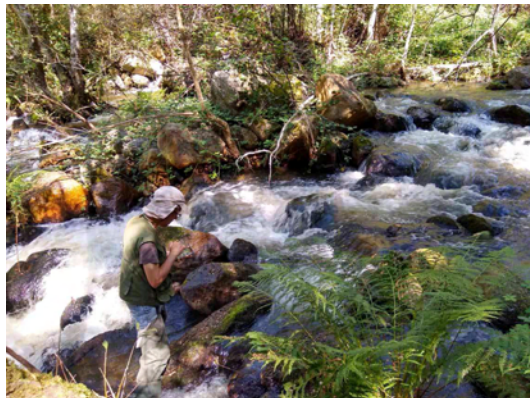
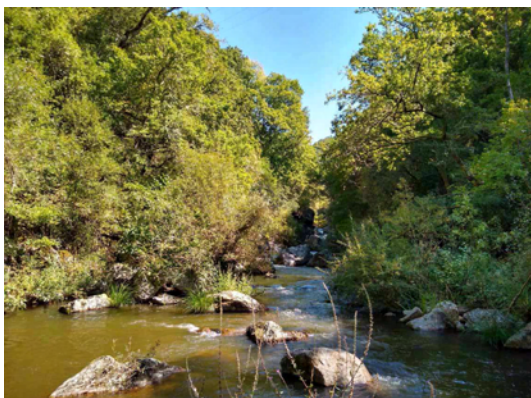
Tramo 54



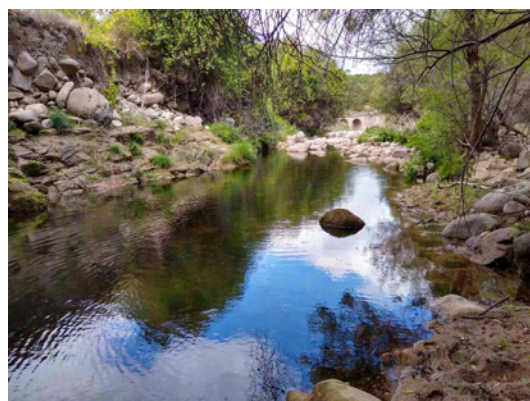
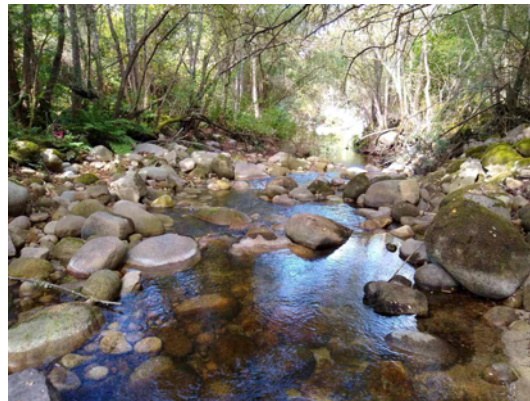
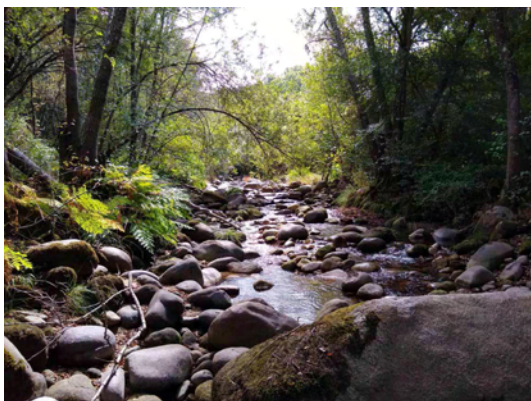
Tramo 55



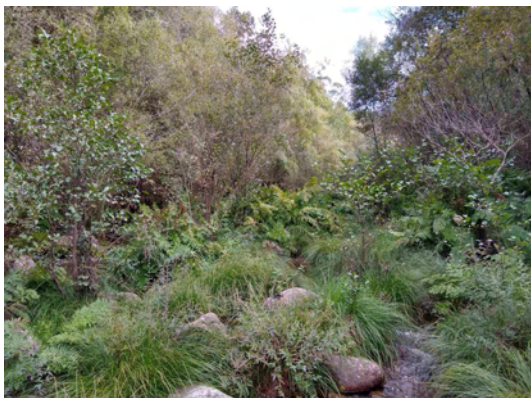
Tramo 56



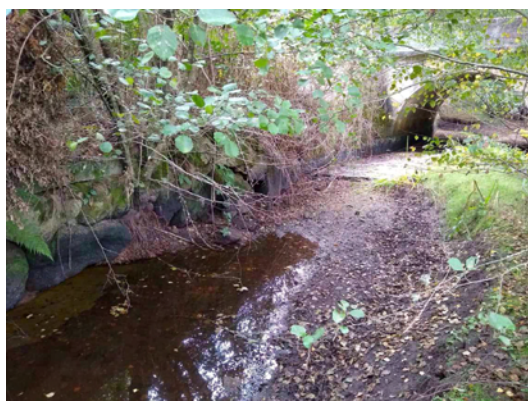
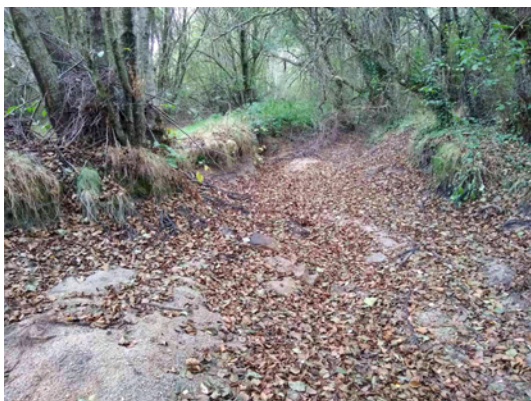
Tramo 57



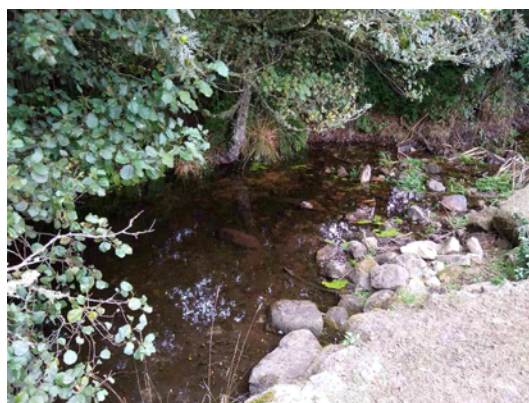
Tramo 58



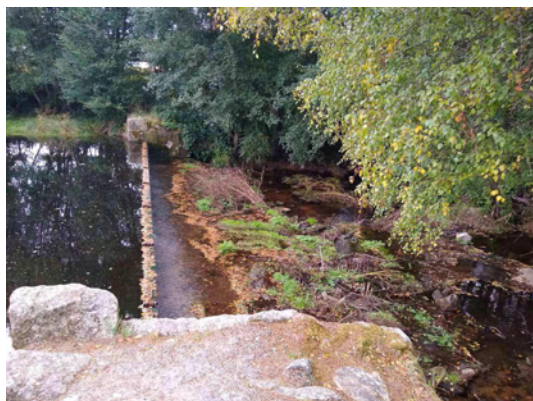
Tramo 59



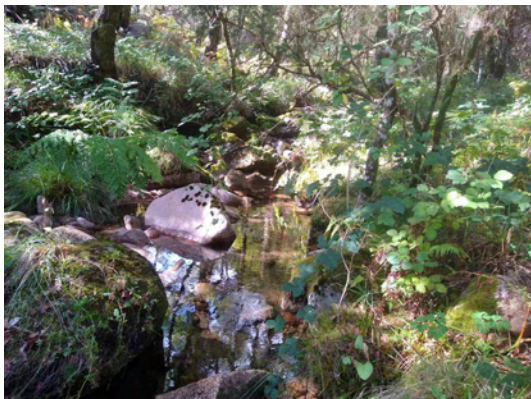
Tramo 60



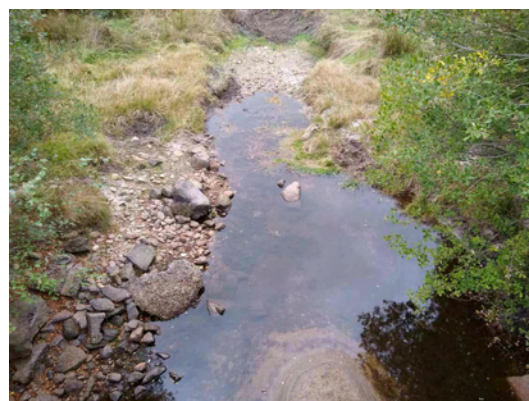
Tramo 61



Tramo 62



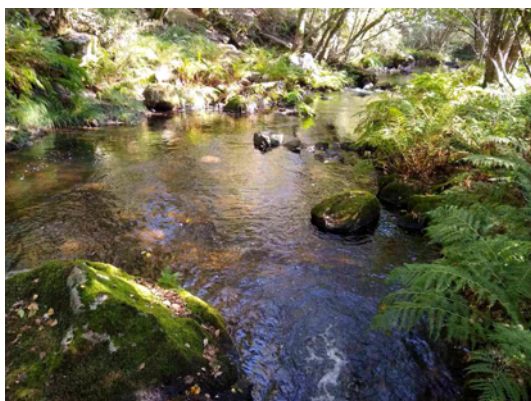
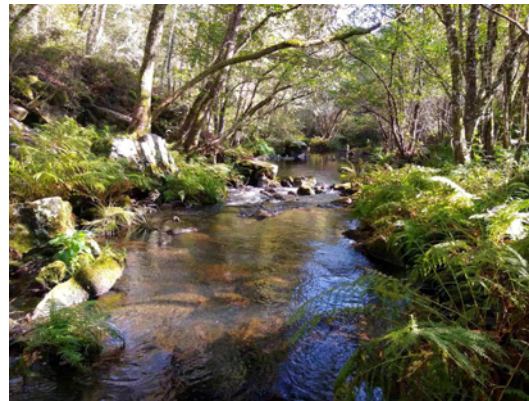
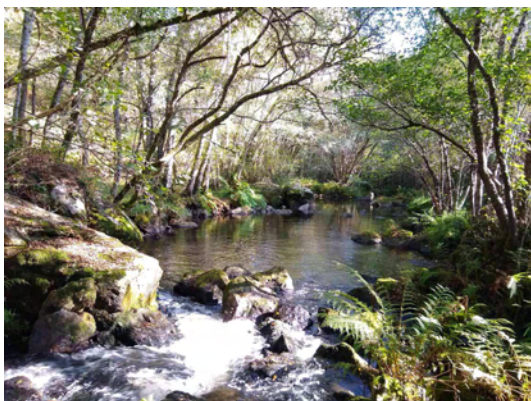
Tramo 63



Tramo 64



Tramo 66





XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desenvolvemento Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

galicia

Tramo 67



Xacobeo 2021



XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

gàlicia

Anexo IV. Escolma fotográfica de excrementos de *Galemys pyrenaicus* atopados



Xacobeo 2021





XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



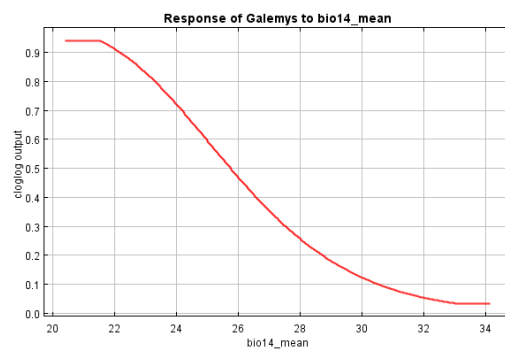
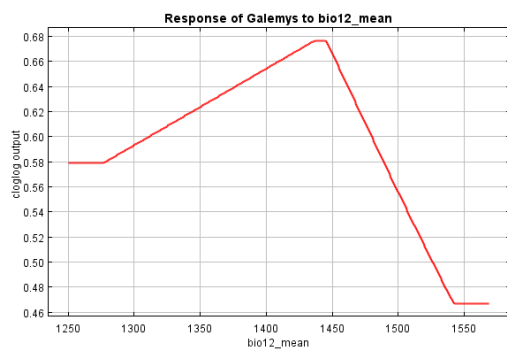
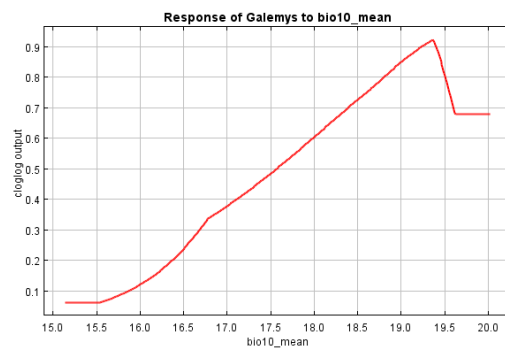
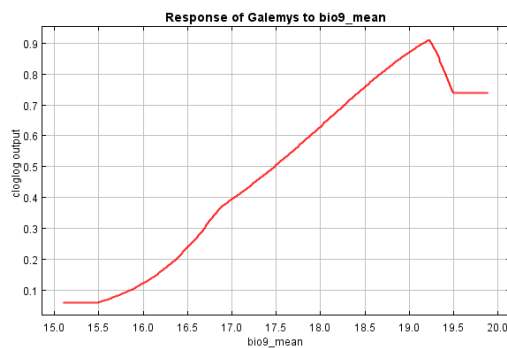
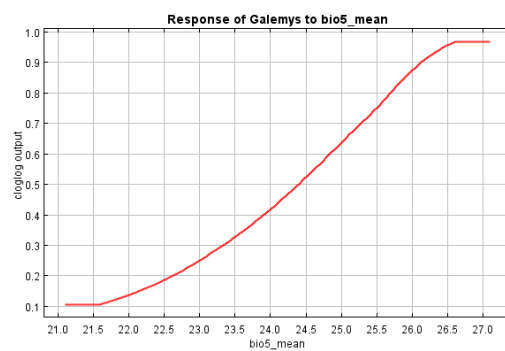
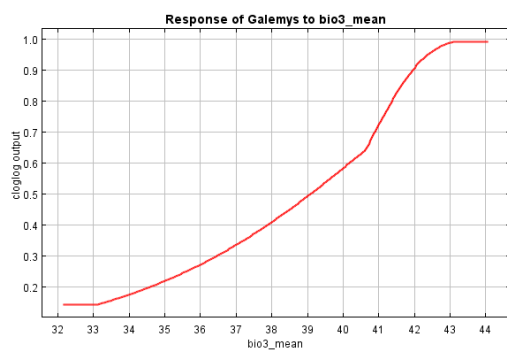
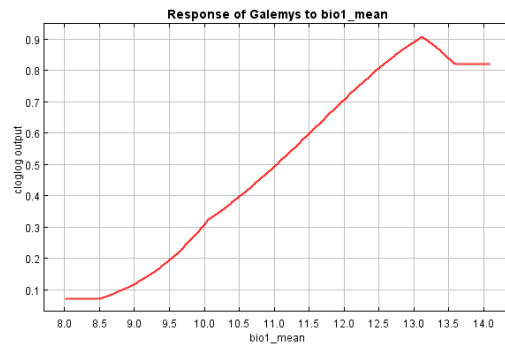
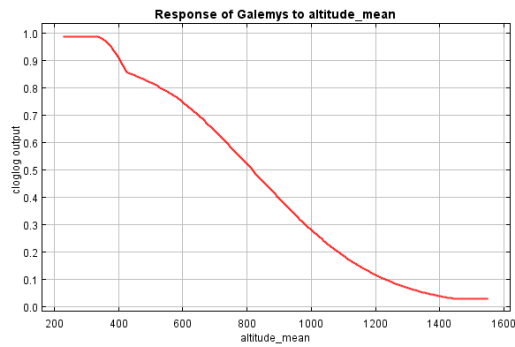
Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

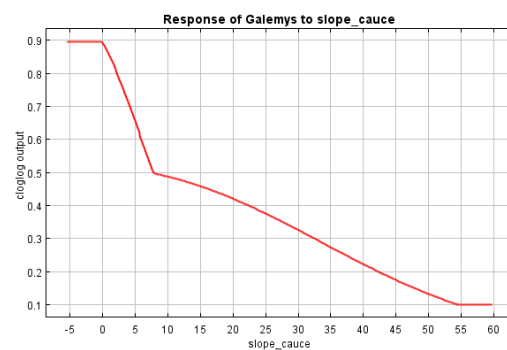
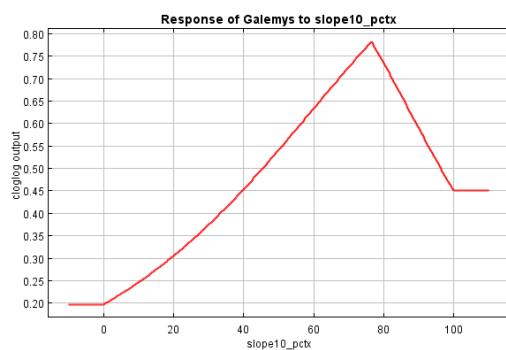
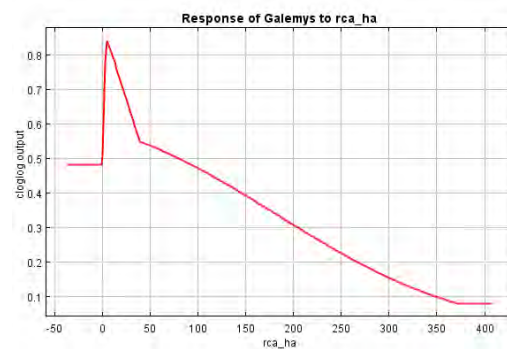
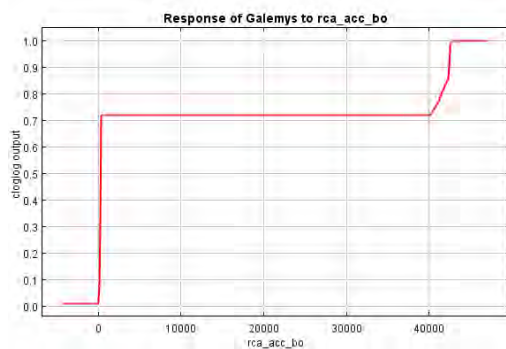
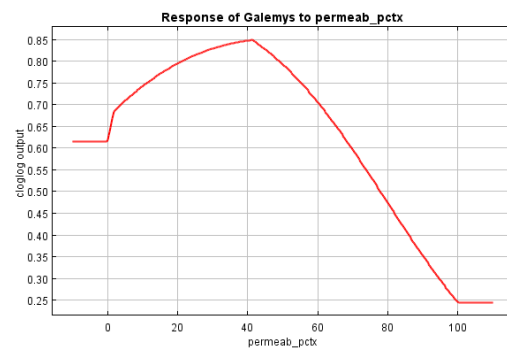
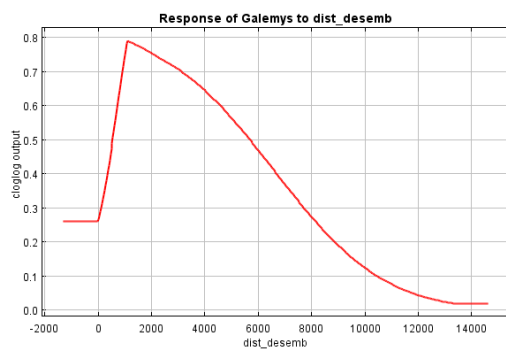
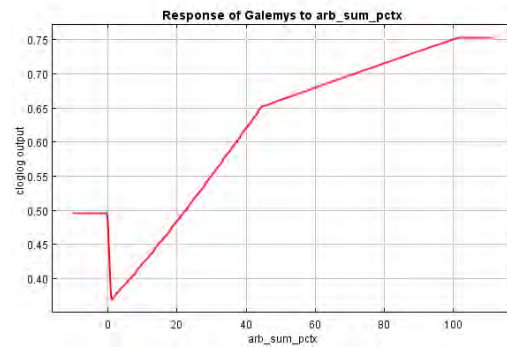
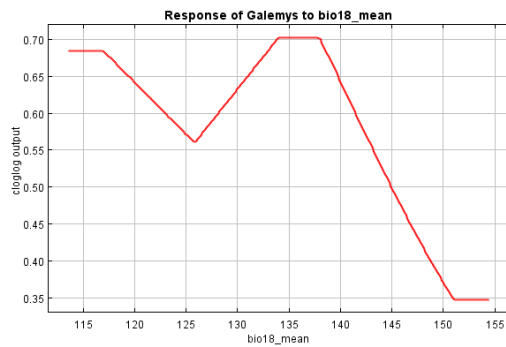
galicia

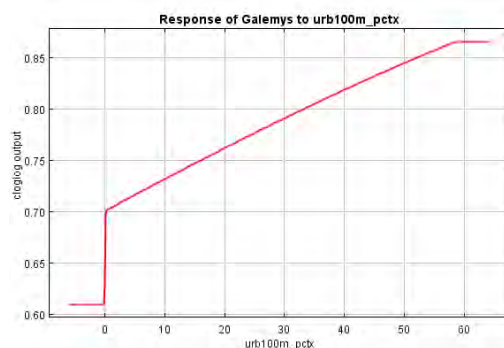
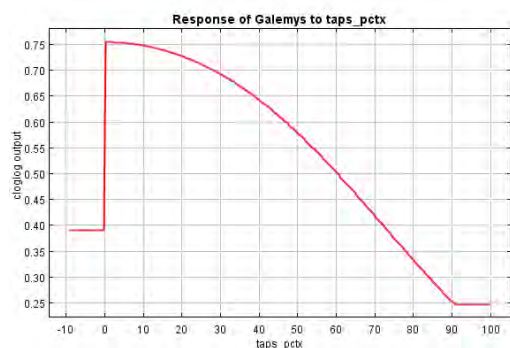
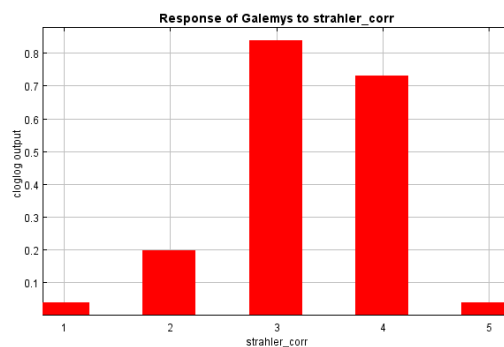
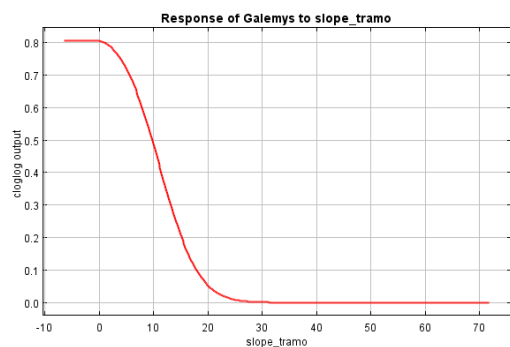
Anexo V. Probabilidade de presenza de *Galemys pyrenaicus* en función de cada unha das variables con carga informativa exploradas, resultado do axuste de modelos de máxima entropía univariantes



Xacobeo 2021









XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

galicia

Anexo VI. Representación espacial do resultado dos modelos de distribución potencial axustados para *Galemys pyrenaicus*



Xacobeo 2021

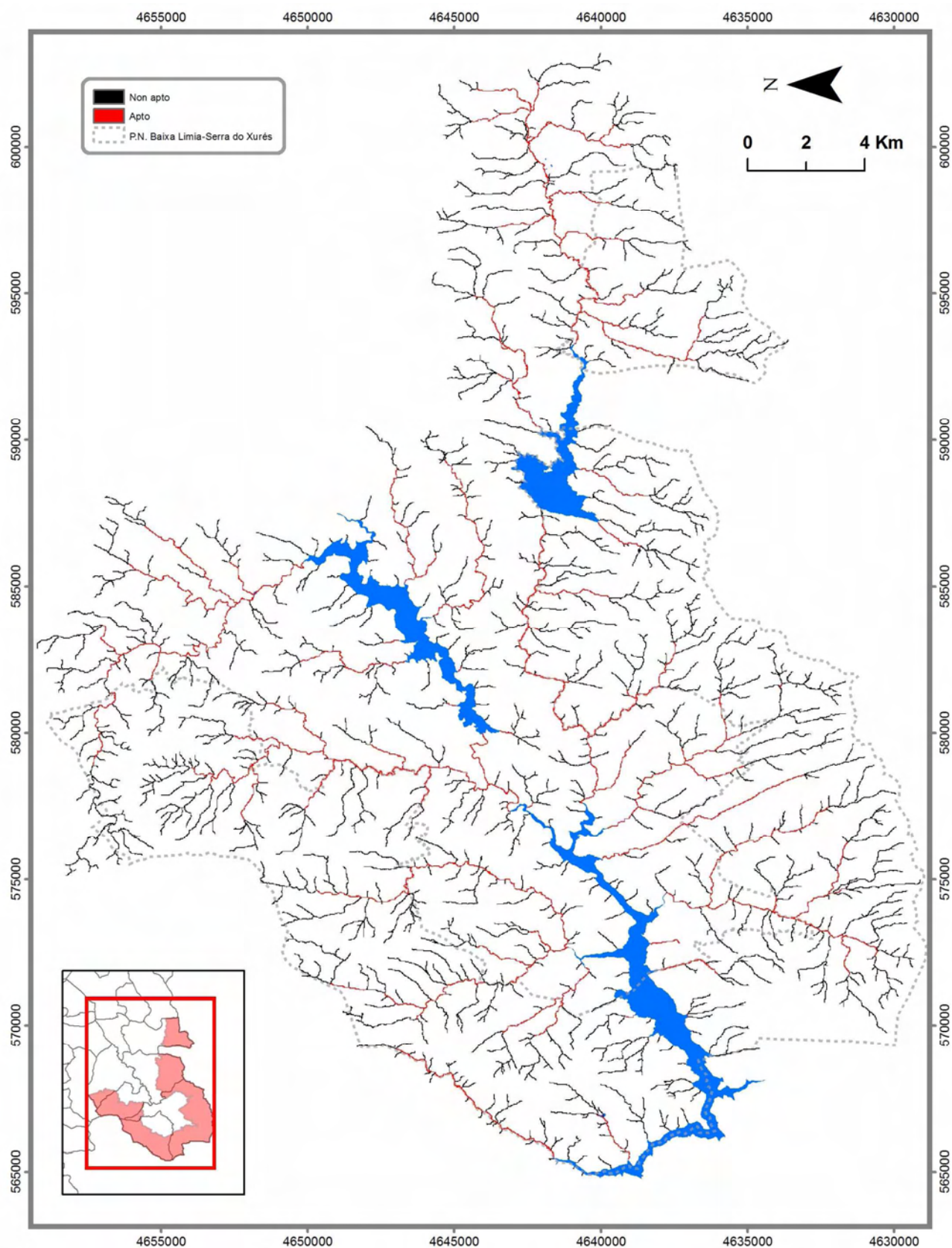


Figura 1. Representación espacial do resultado do modelo 2 axustado para *Galemys pyrenaicus*.



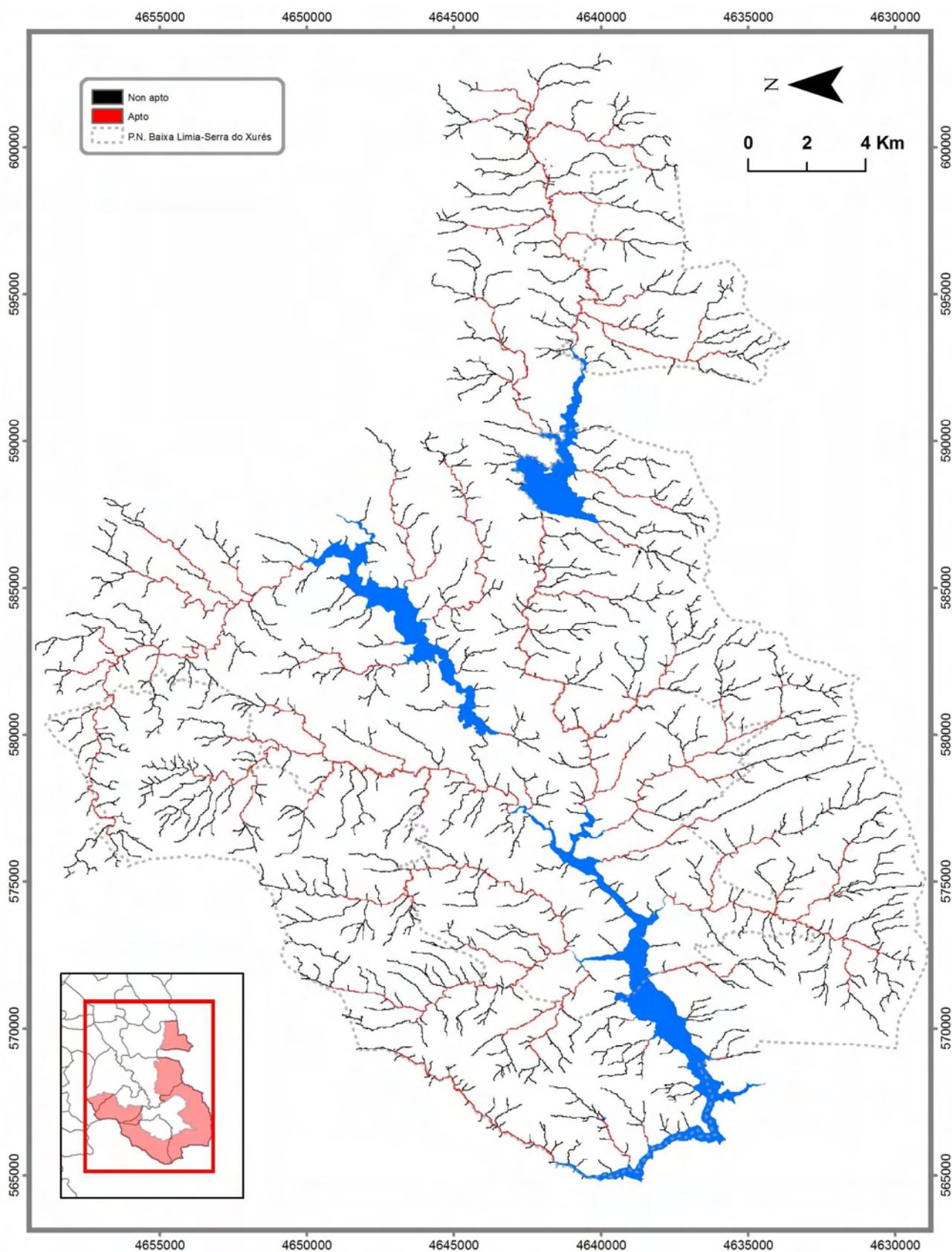


Figura 2 Representación espacial do resultado do modelo 3 axustado para *Galemys pyrenaicus*.

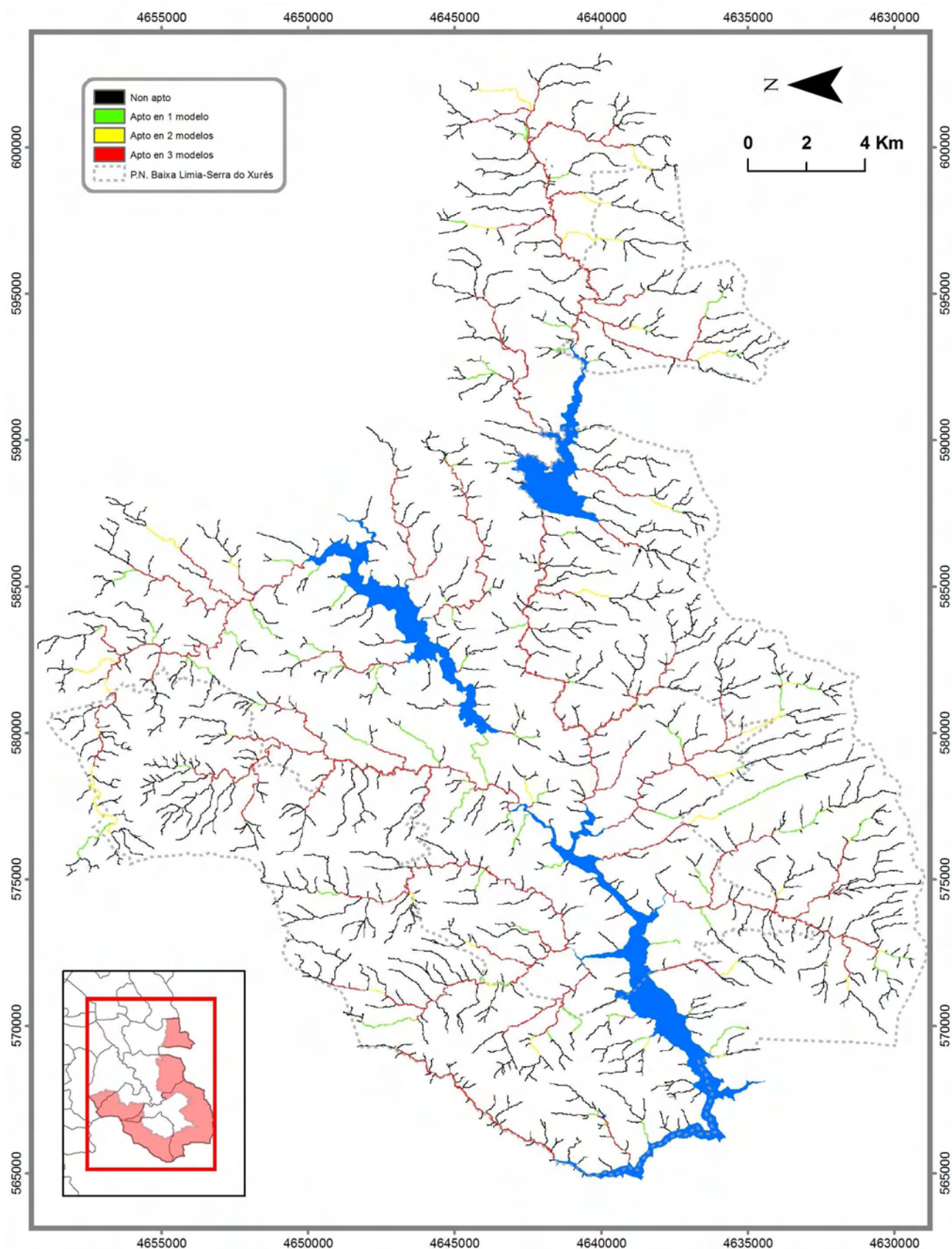


Figura 3. Representación espacial da superposición dos resultados dos tres modelos axustado para *Galemys pyrenaicus*.





XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

galicia

Anexo VII. Resultados do modelo 2 de distribución potencial de *Galemys pyrenaicus*



Xacobeo 2021

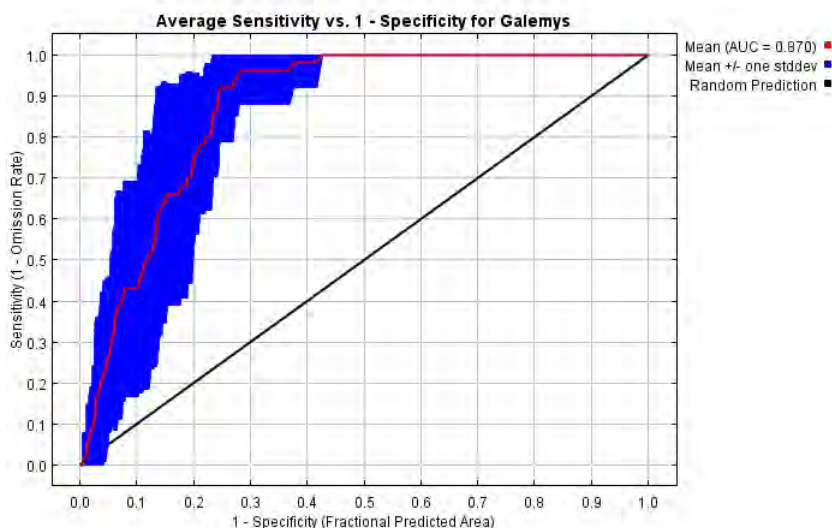


Figura 1. Curva ROC (Receiver Operator Curve) de validación do modelo 2, que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation). Sensitivity = porcentaxe de presenzas que son preditas correctamente. Specificity = porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas correctamente. 1 – Specificity: porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas incorrectamente.

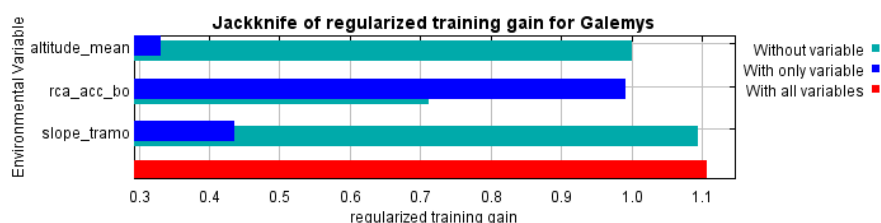


Figura 2. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 2, en base aos datos utilizados para entrenar o modelo. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas. A variable máis informativa para predicir a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo sería a superficie acumulada de sub-bacías (rca_acc_bo) e a altitude. A superficie acumulada de sub-bacías é a variable coa ganancia máis alta cando se utiliza illadamente, polo tanto semella ter a información máis útil por si mesma; ademais é a variable que máis fai decrecer a ganancia cando é omitida, polo tanto semella ter información que non está contida nas restantes variables. A ganancia (gain) é un estatístico que mide canto de ben unha variable ecoxeográfica diferencia localidades onde a especie está presente con respecto á totalidade da área de estudo.

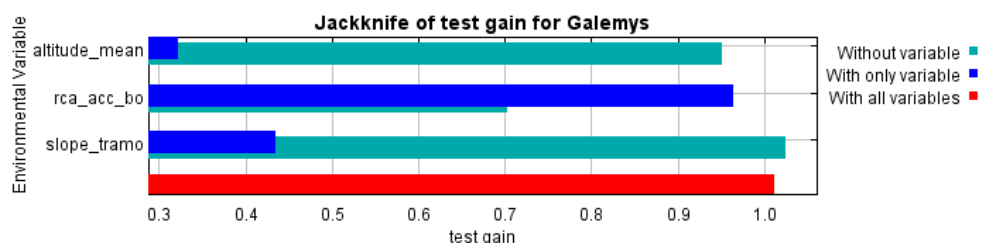


Figura 3. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 2, en base aos datos utilizados para testar o modelo de distribución potencial de *Galemys pyrenaicus*. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

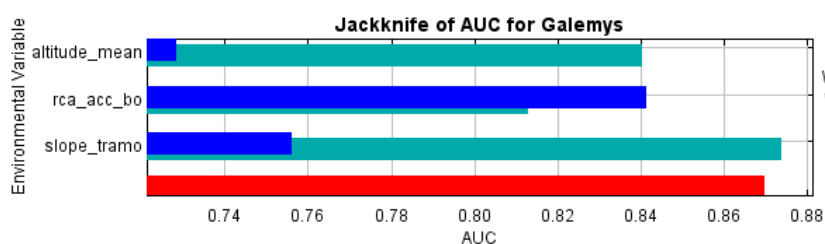


Figura 4. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 2, en base ao valor de AUC (Area Under the Curve). Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

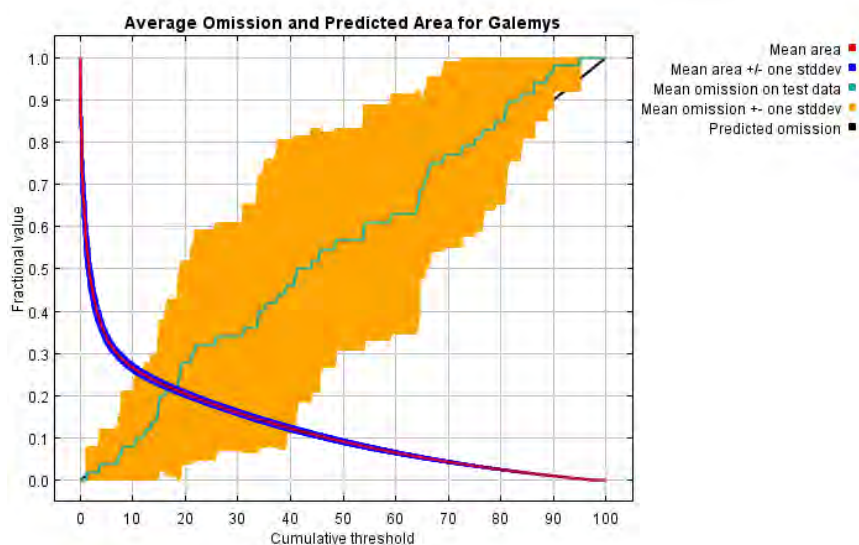


Figura 5. Omisión media e área predita do modelo 2, que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation).

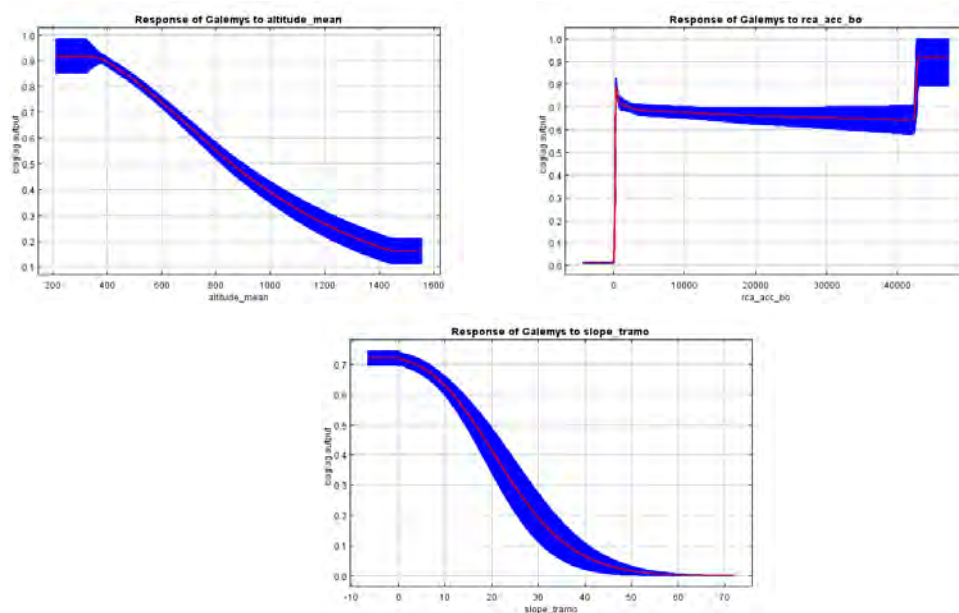


Figura 6. Curvas de resposta do modelo 2 para *Galemys pyrenaicus*. Amosan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie cambia en función de cada unha das variables, mantendo todas as restantes nos seus valores medios de mostraxe. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (liña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).

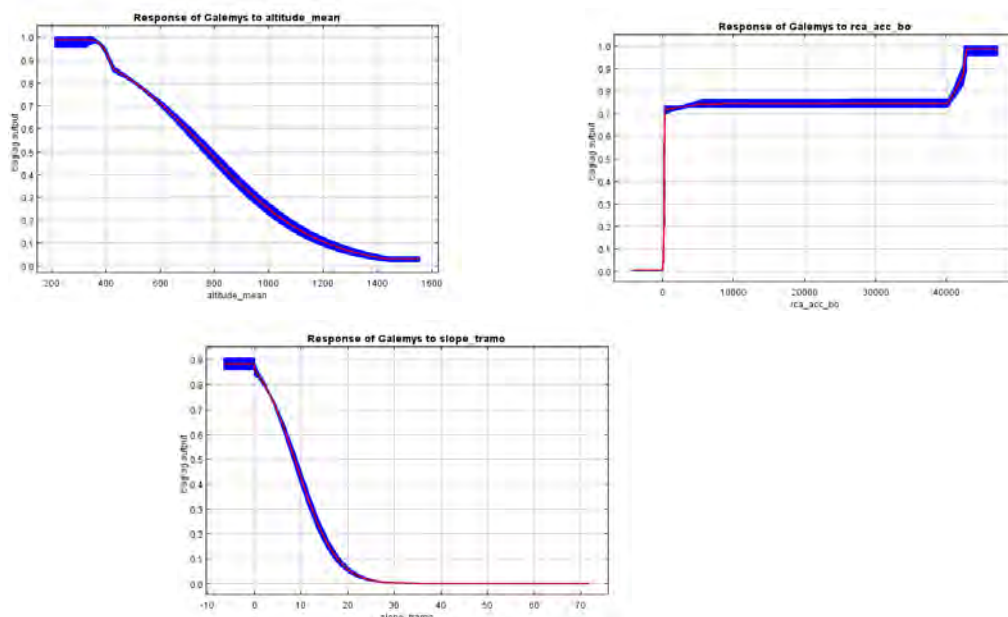


Figura 7. Curvas de resposta do modelo 2 para *Galemys pyrenaicus* utilizando individualmente cada variable. Amosan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie varía en función de cada unha das variables por separado. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (liña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).



XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

galicia

Anexo VIII. Resultados do modelo 3 de distribución potencial de *Galemys pyrenaicus*



Xacobeo 2021

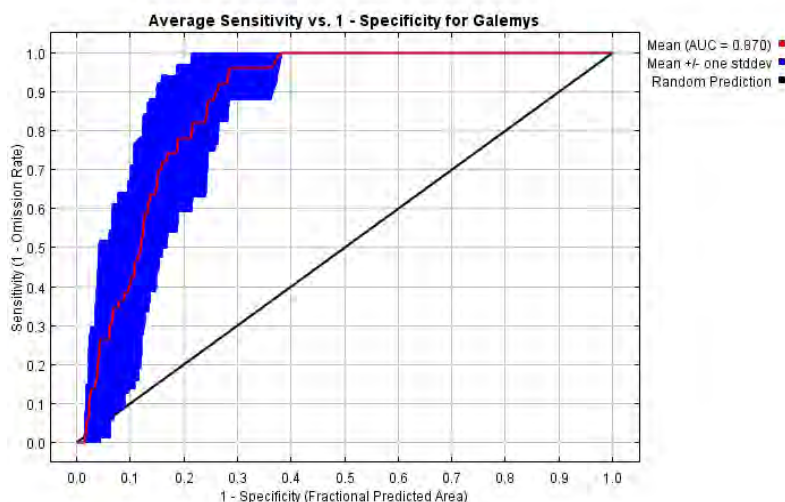


Figura 1. Curva ROC (Receiver Operator Curve) de validación do modelo 3, que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation). Sensitivity = porcentaxe de presenzas que son preditas correctamente. Specificity = porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas correctamente. 1 – Specificity: porcentaxe de pseudo-ausencias que son preditas incorrectamente.

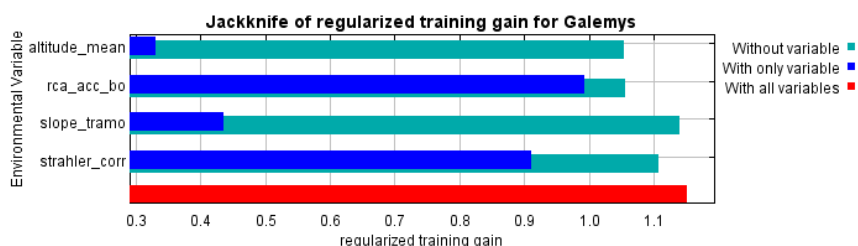


Figura 2. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 3, en base aos datos utilizados para entrenar o modelo. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas. As variables máis informativas para predicir a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo serían a superficie acumulada de sub-bacías e a orde de cada tramo fluvial (Strahler ord). Ambas son as variables coas ganancias máis altas cando se utilizan illadamente, polo tanto semellan ter a información máis útil por si mesma; ademais, son as variables que máis fan decrecer a ganancia cando son omitidas, polo tanto semellan ter información que non está contida nas restantes variables. A ganancia (gain) é un estatístico que mide canto de ben unha variable ecoxeográfica diferencia localidades onde a especie está presente con respecto á totalidade da área de estudo.

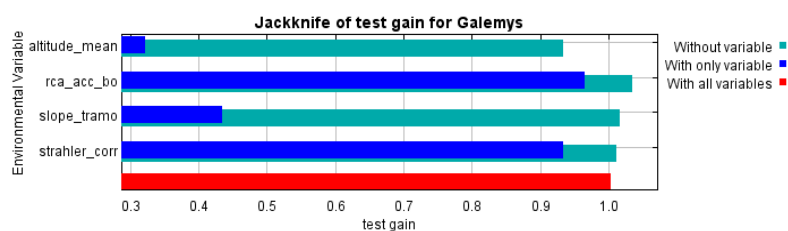


Figura 3. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 3, en base aos datos utilizados para testar o modelo de distribución potencial de *Galemys pyrenaicus*. Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

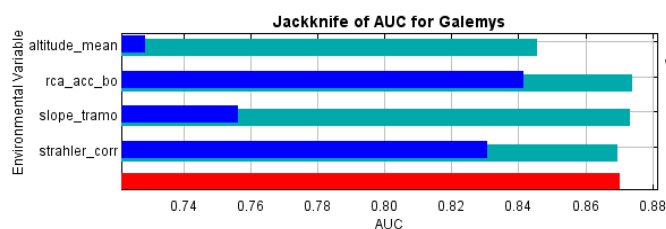


Figura 4. Test jackknife para avaliar a importancia de cada variable no modelo 3, en base ao valor de AUC (Area Under the Curve). Os valores que se amosan son as medias de 10 réplicas.

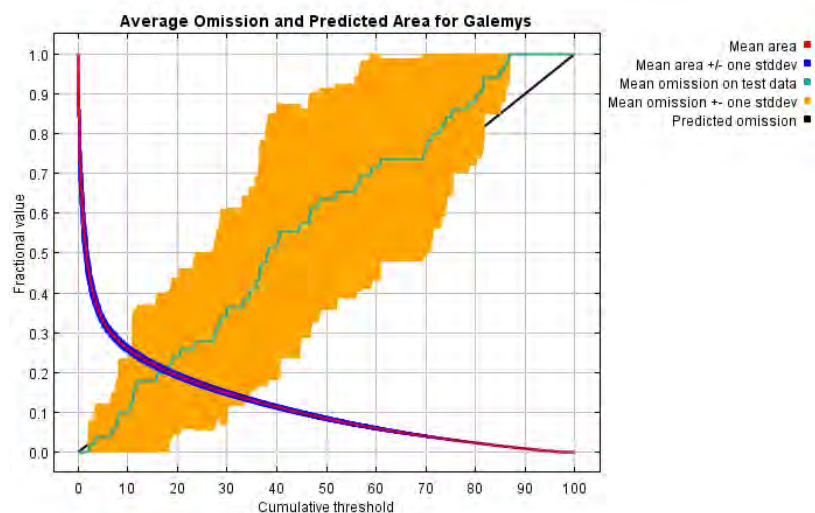


Figura 5. Omisión media e área predita do modelo 3, que identifica as áreas máis axeitadas para a presenza de *Galemys pyrenaicus* na área de estudo (en base a 10 réplicas utilizando a técnica de crossvalidation).

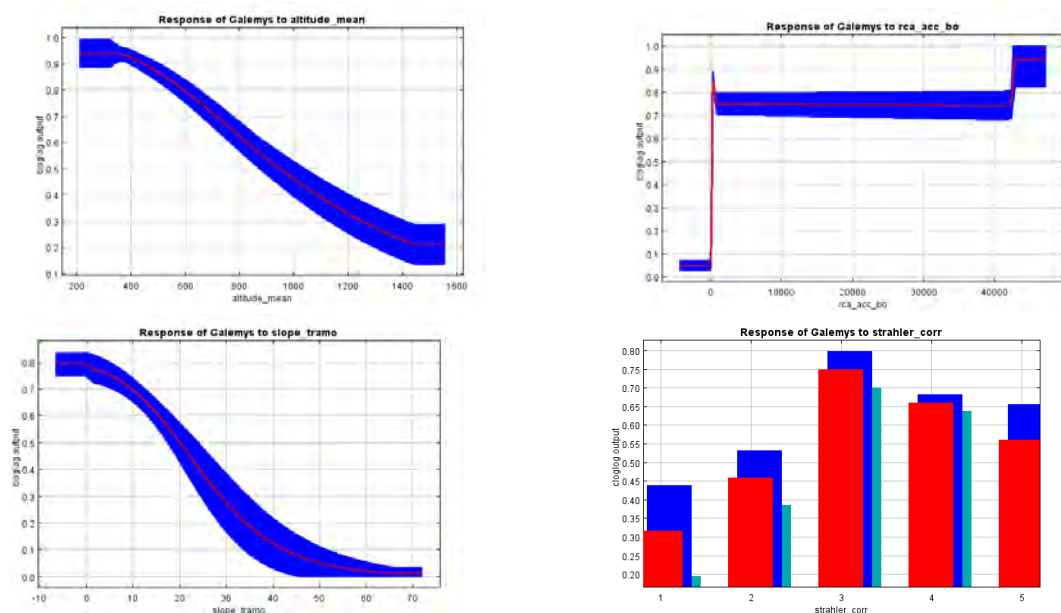


Figura 7. Curvas de resposta do modelo 3 para *Galemys pyrenaicus*. Amonan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie cambia en función de cada unha das variables mantendo todas as restantes nos seus valores medios de mostraxe. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (liña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).

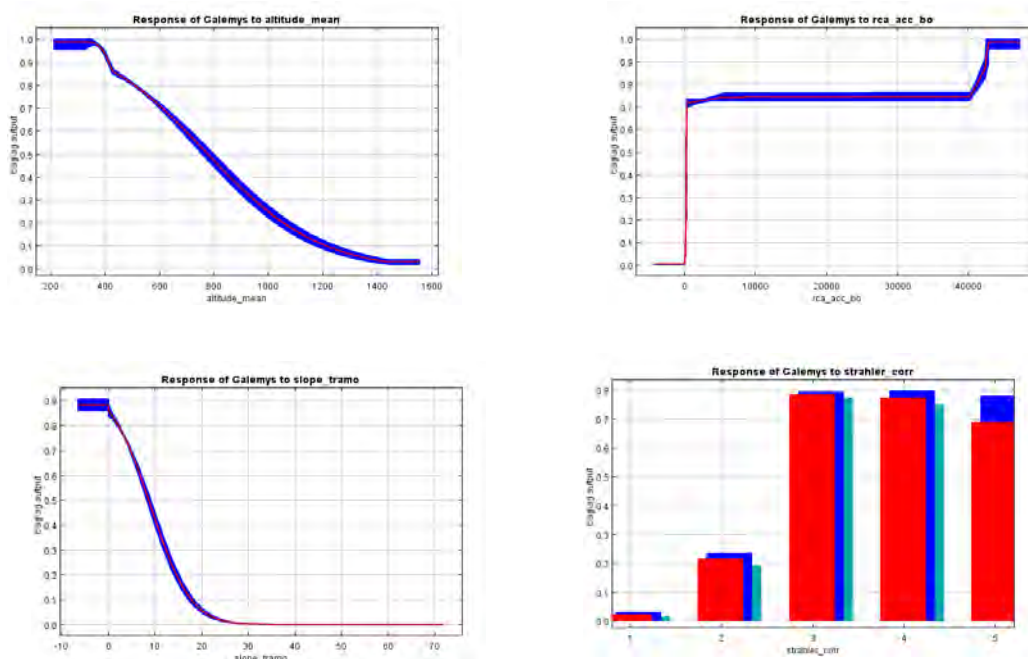
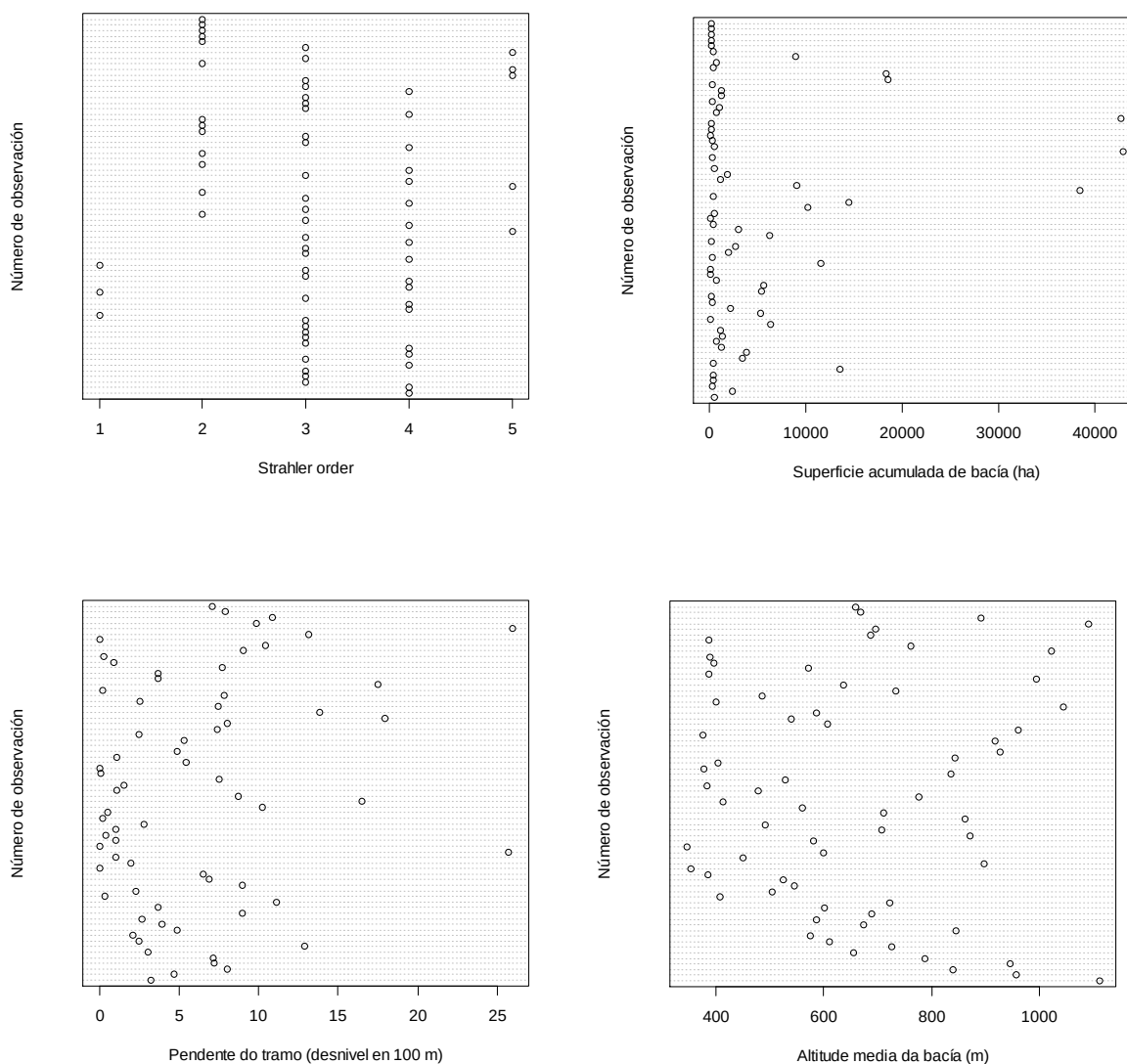


Figura 8. Curvas de resposta do modelo 3 para *Galemys pyrenaicus* utilizando individualmente cada variable. Amonan como a probabilidade de presenza dun exemplar da especie varía en función de cada unha das variables por separado. As curvas amosan a resposta media de 10 réplicas do modelo Maxent (liña vermella), $\pm$ unha desviación estándar (en azul).

Anexo IX. Características dos puntos de mostraxe con respecto ás variables seleccionadas nos modelos de máxima entropía para *Galemys pyrenaicus*





XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



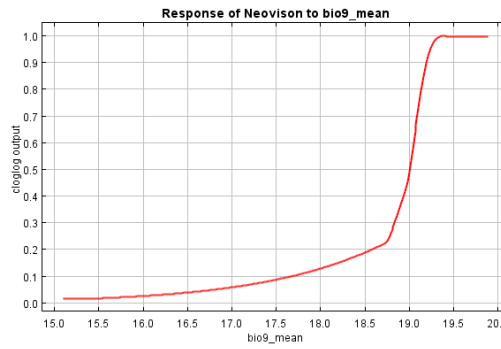
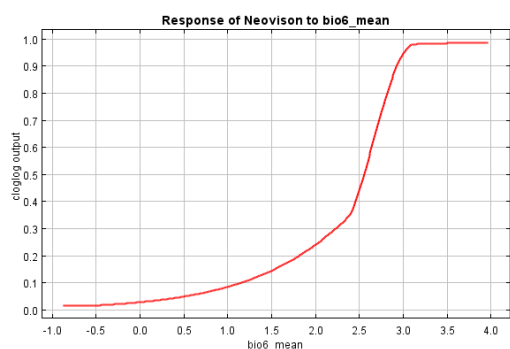
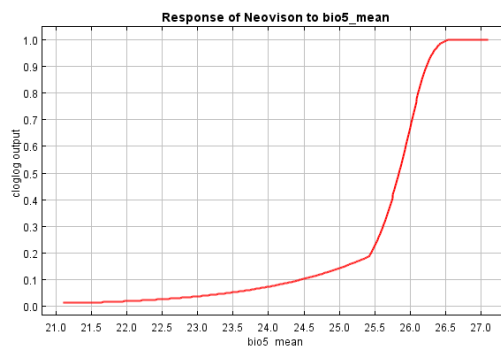
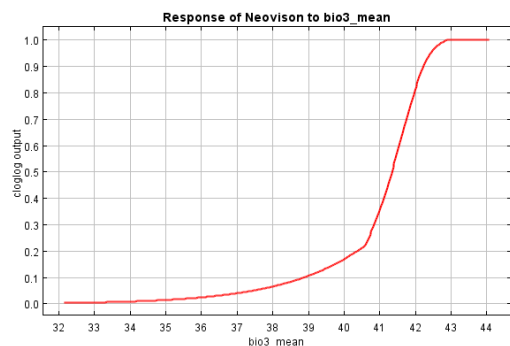
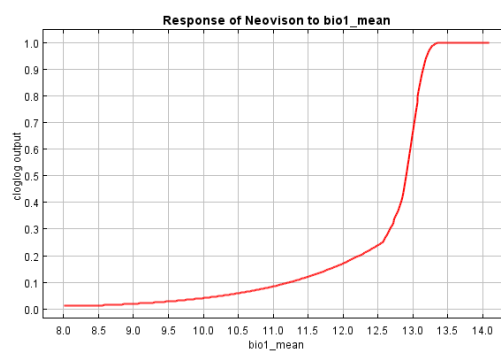
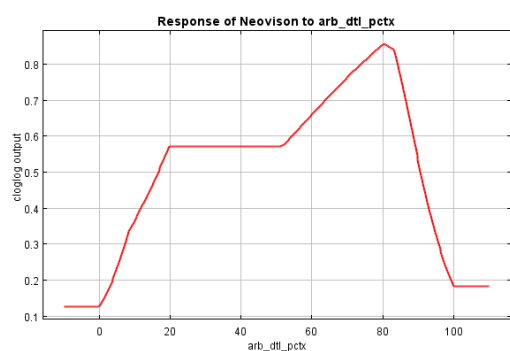
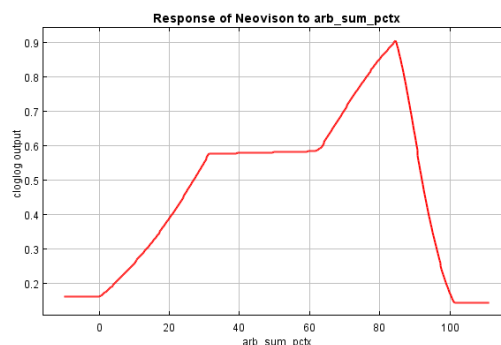
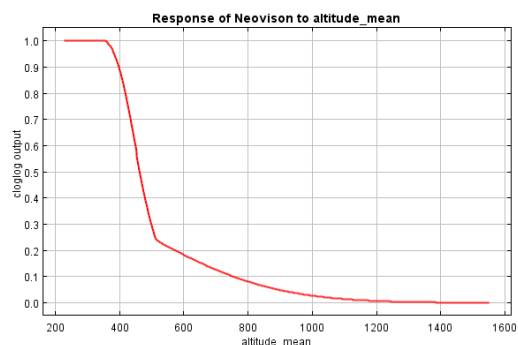
Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

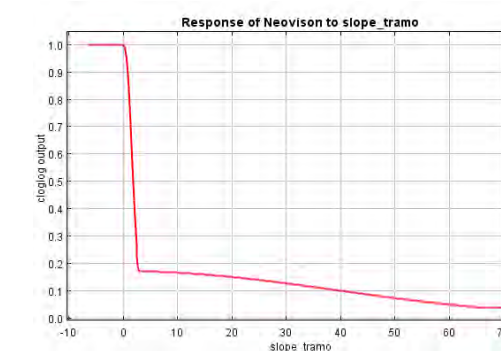
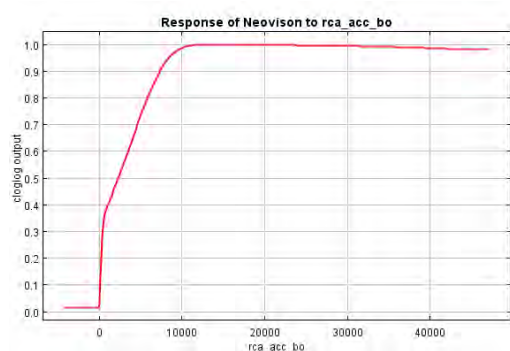
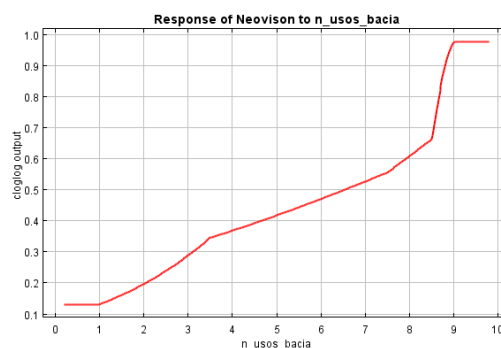
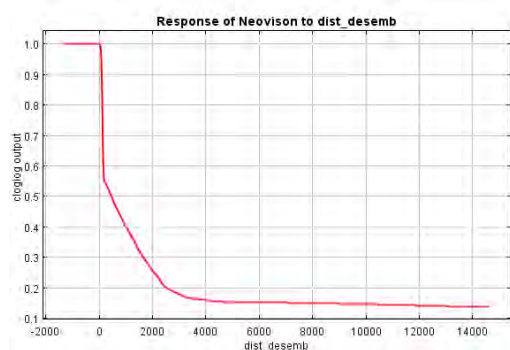
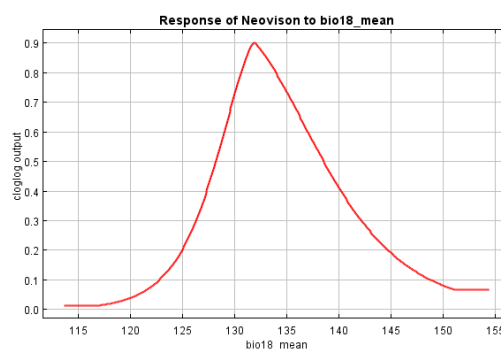
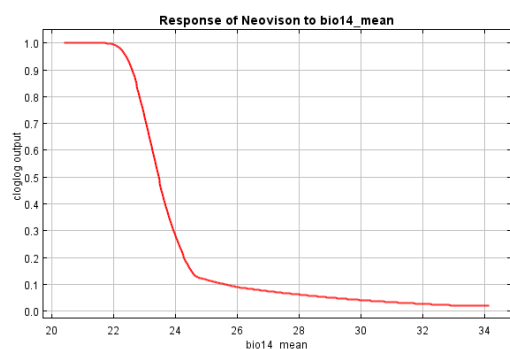
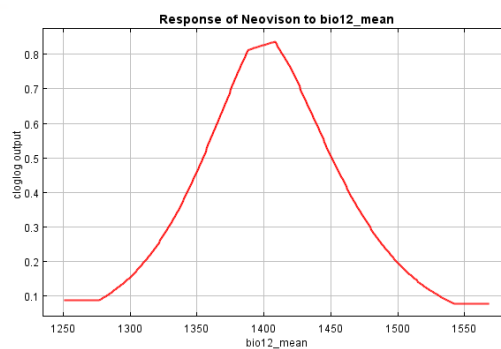
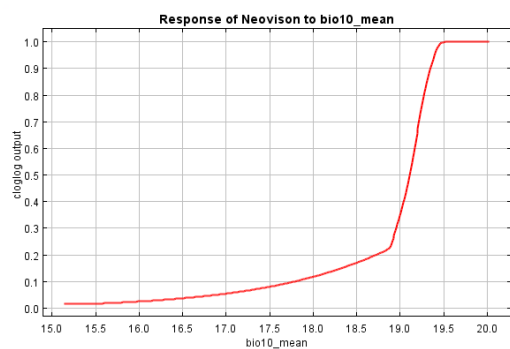
galicia

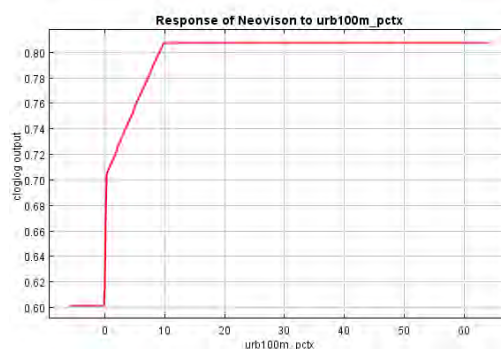
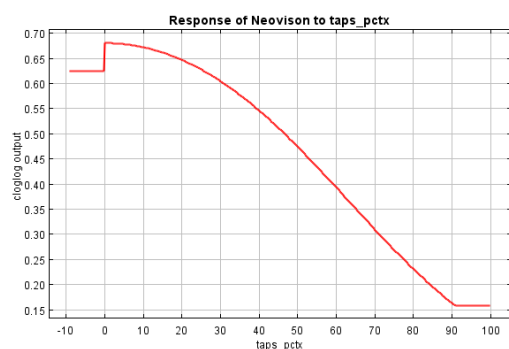
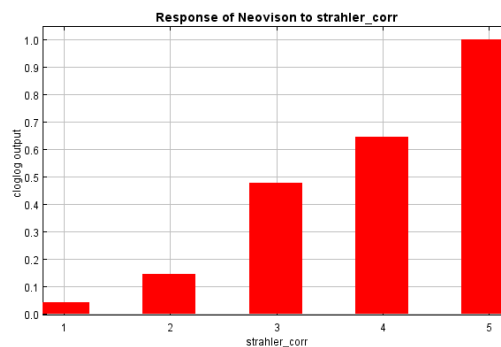
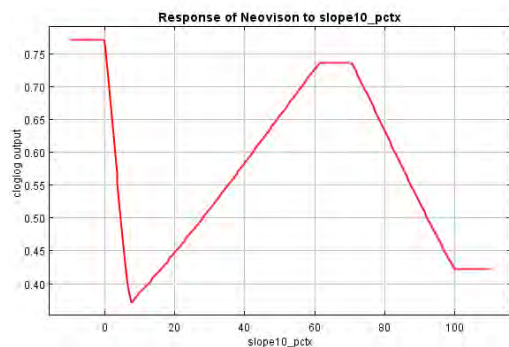
Anexo X. Probabilidade de presenza de *Neovison vison* en función de cada unha das variables con carga informativa exploradas, resultado do axuste de modelos de máxima entropía univariantes



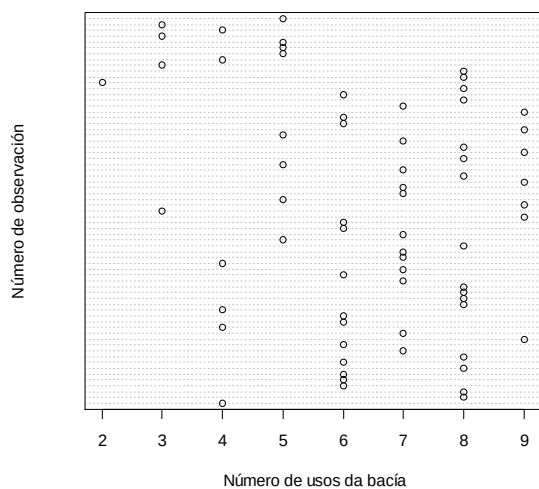
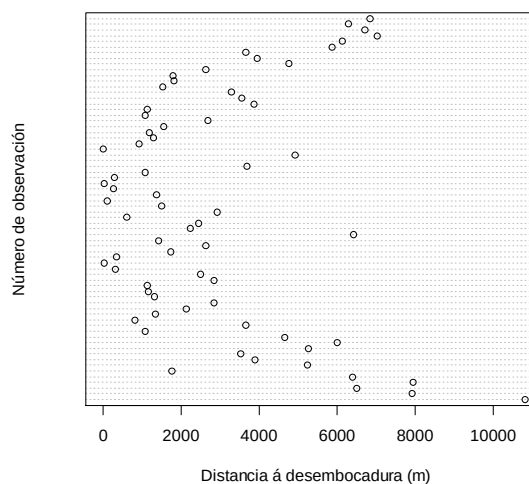
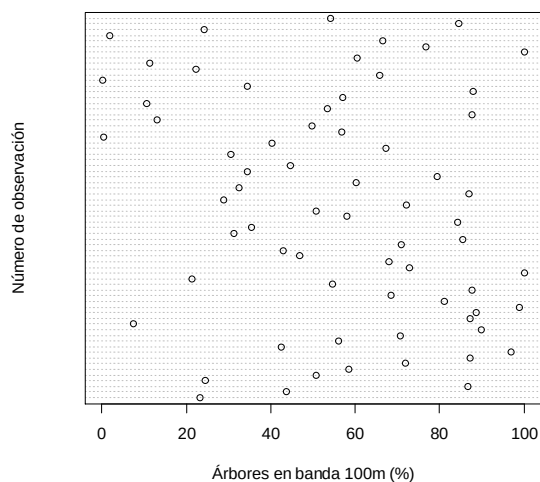
Xacobeo 2021







Anexo XI. Características dos puntos de mostraxe con respecto ás variables seleccionadas no modelo de máxima entropía para *Neovison vison*





XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

galicia

Anexo XII. Escolma fotográfica dos principais impactos identificados



Xacobeo 2021



Foto 1 (Esq.). Pisoteo das beiras nun tramo fluvial con alta carga ganadeira (río Cadós, tramo 41).

Foto 2 (Dta.). Presa do Fragoso no río Grou (tramo 46). O azude de formigón supón unha importante barreira para a toupa de auga. A falta dunha adecuada conexión co río no último chanzo da escala para peixes (ver inserto), e a súa elevada lonxitude, non facilitaríala o seu uso pola especie.

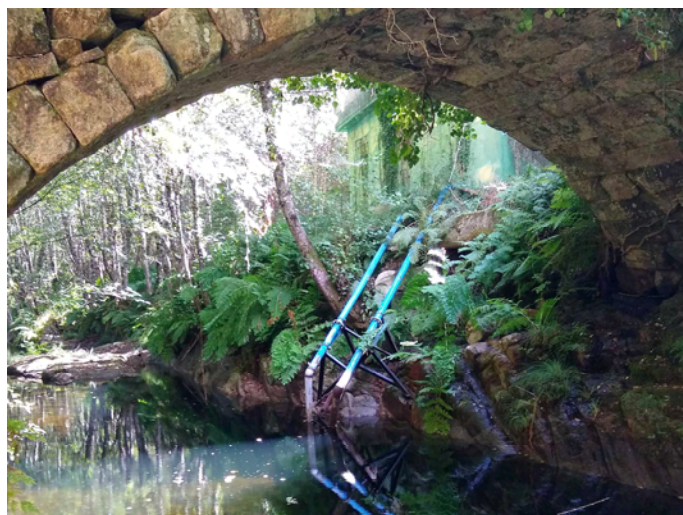


Foto 3 (Esq.). Recente lume forestal nunha ladeira perto de Parada do Monte (Lobeira), na proximidade do tramo 32.

Foto 4 (Dta.). Captación de auga para consumo humano no río Agro (tramo 29). As tomas de caudal, se non están convintemente protexidas, poden inducir mortalidade de toupa de auga.

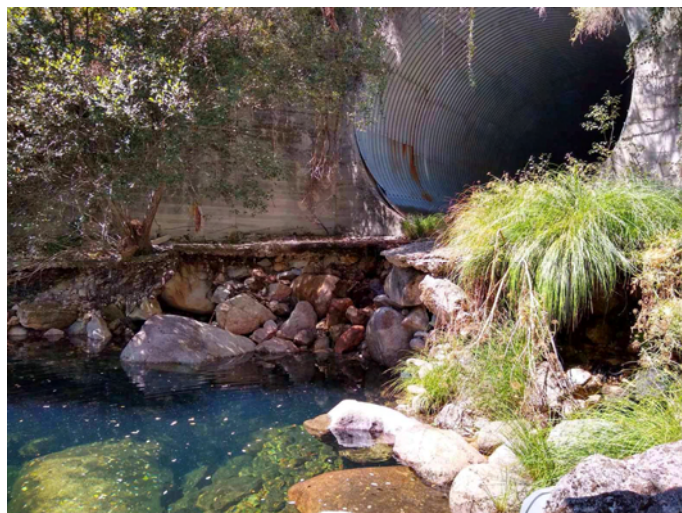
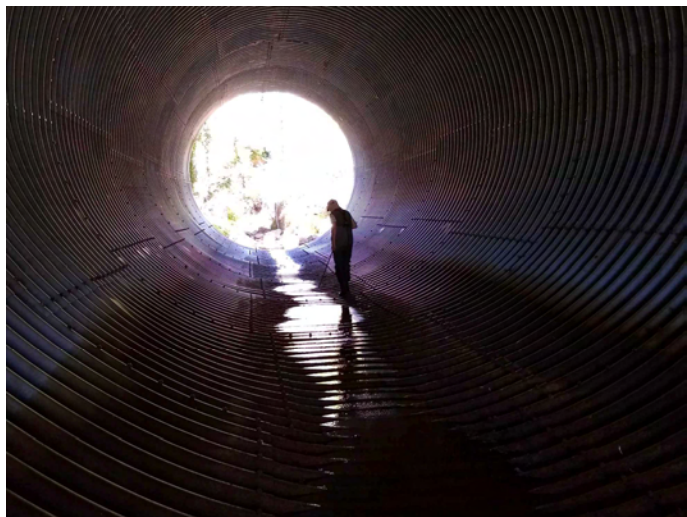


Foto 5 (Esq.). Cauce artificial nunha obra de paso na cabeceira do río Agro (tramo 49). Este tipo de superficies supoñen barreiras que dificultan o paso de exemplares de toupa de auga.

Foto 6 (Dta.). Obstáculo vertical por erosión na saída da mesma obra de paso anterior, que aumenta o efecto barreira da obra.

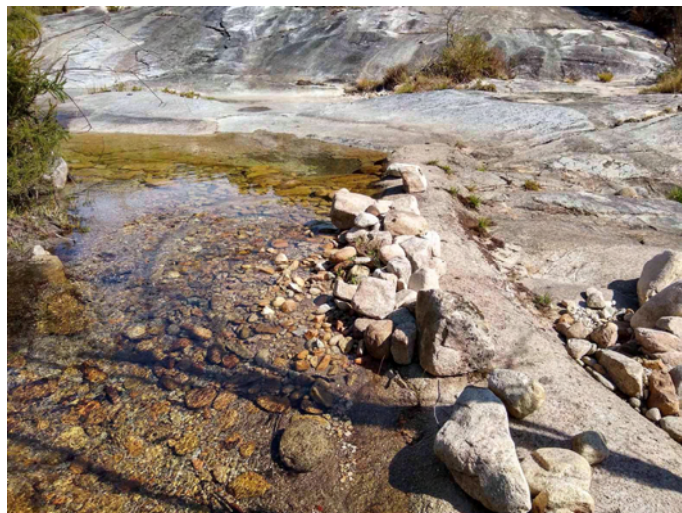


Foto 7 (Esq.). Acúmulo de lixo na mesma beira da auga, susceptible de ser acadado por crecidas (río Agro, tramo 49).

Foto 8 (Dta.). Derivación da práctica totalidade do caudal para uso agrícola, deixando virtualmente en seco o sector inferior (río da Illa, tramo 45).



Foto 9 (Esq.). Dúas captacións no río de Olelas (tramo 23), unha delas sen protección na toma, o que supón un risco para a toupa de auga.

Foto 10 (Dta.). Beiras en escolleira no río Caldo (tramo 16). A escasa naturalidade destas estruturas supón unha degradación do hábitat da toupa de auga.

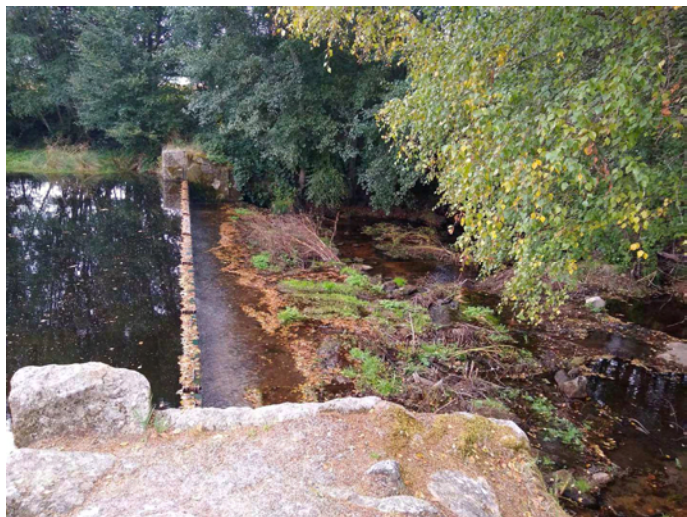


Foto 11 (Esq.). Azude temporal na praia fluvial de Randín no río Salas (tramo 61). As pequenas barreiras deste tipo, aínda que non infranqueables, poderían limitar a dispersión das toupas de auga e facilitar o risco de depredación; con todo, os represamentos creados poden ser os únicos reservorios de auga a finais do verán en certas seccións fluviais, e facilitar a supervivencia das toupas.

Foto 12 (Dta.). Balsa de augas residuais no leito case seco na parte final do río Calvos (tramo 59). Os efectos deste tipo de verteduras son máis evidentes en épocas de augas baixas.



XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal
Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



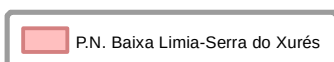
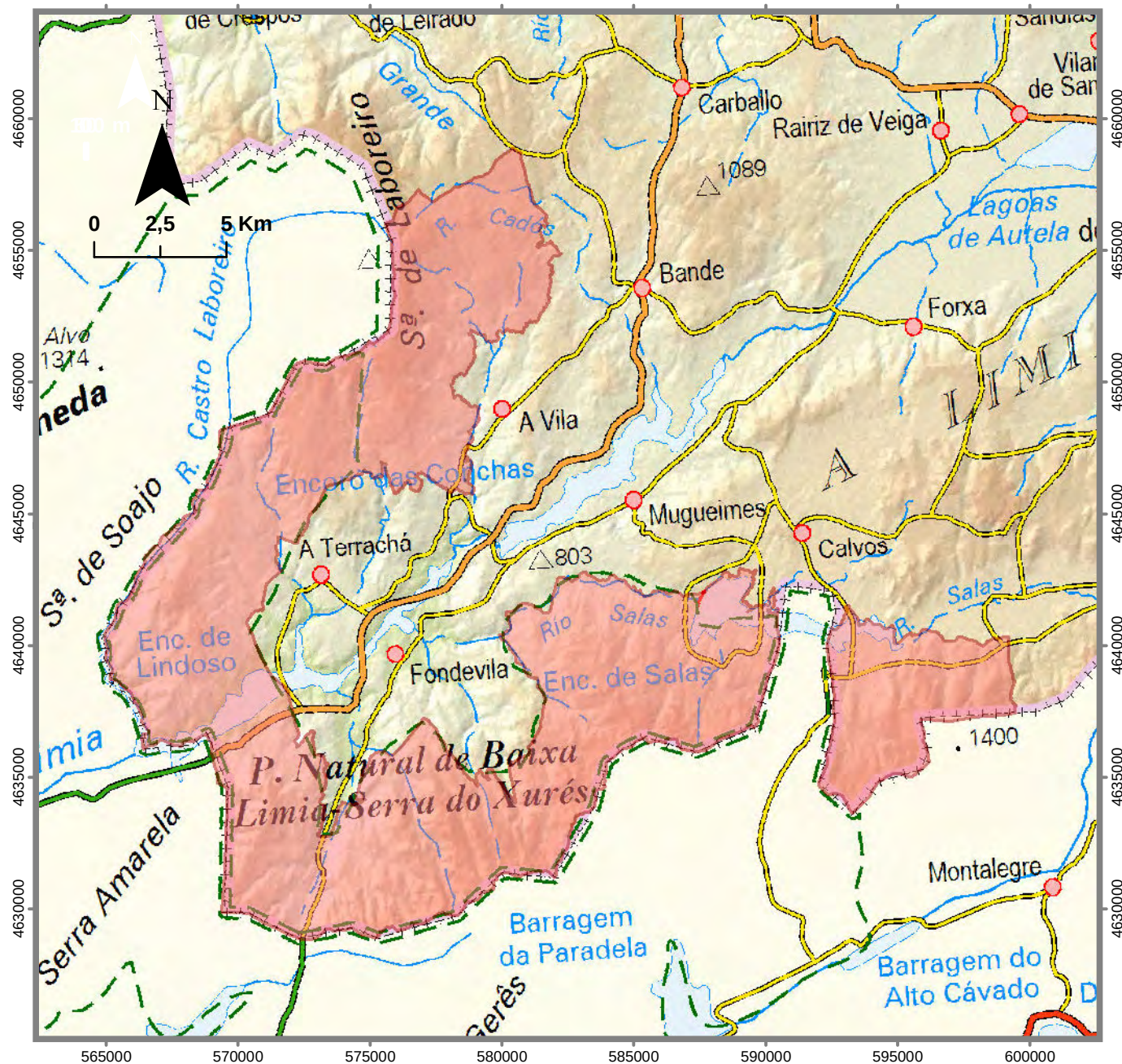
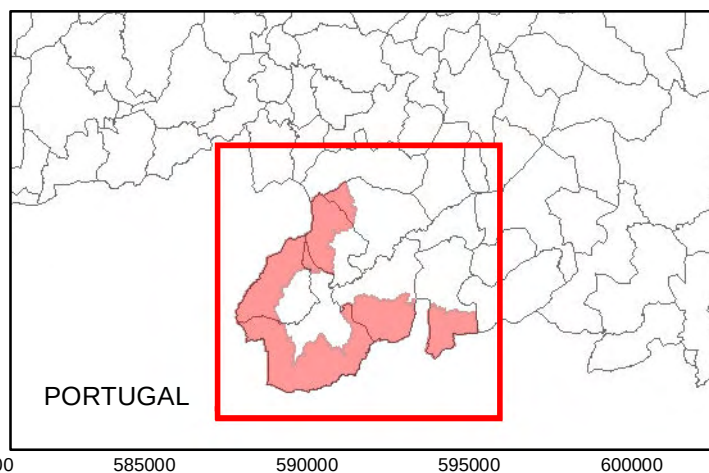
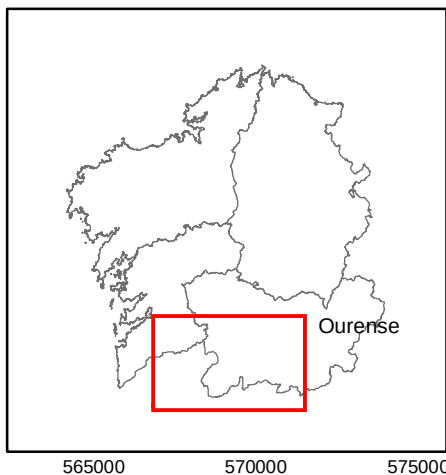
Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

galicia

Anexo XIII. Cartografía



Xacobeo 2021



Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia

Mapa 1. Situación da área de estudo.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERREIRO E VIVIENDA

Interreg
España - Portugal

Fronteira europea
do Noroeste de España

galicia

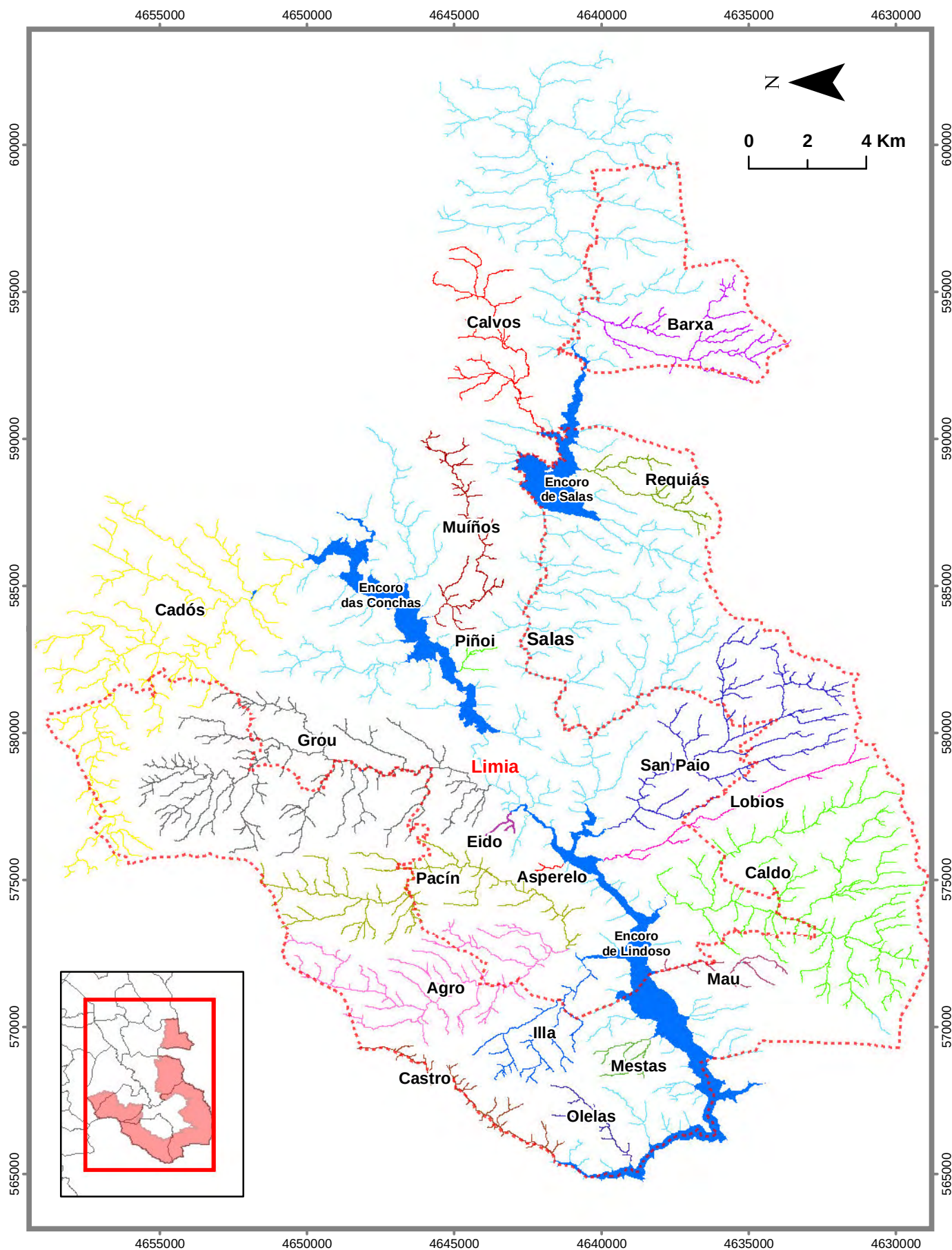
Consultor:



Escala 1:230.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



Agro	Eido	Olelas
Asperelo	Grou	Pacín
Barxa	Illa	Piñoi
Cadós	Lobios	Requiás
Caldo	Mau	San Paio
Calvos	Mestas	Outros
Castro	Muíños	P.N. Baixa Limia-Serra do Xurés

Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia

Mapa 2. Área de estudo e principais subbacías.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERREIRO E VIVIENDA

Interreg
España - Portugal

Fronteira europea
Unión Europea

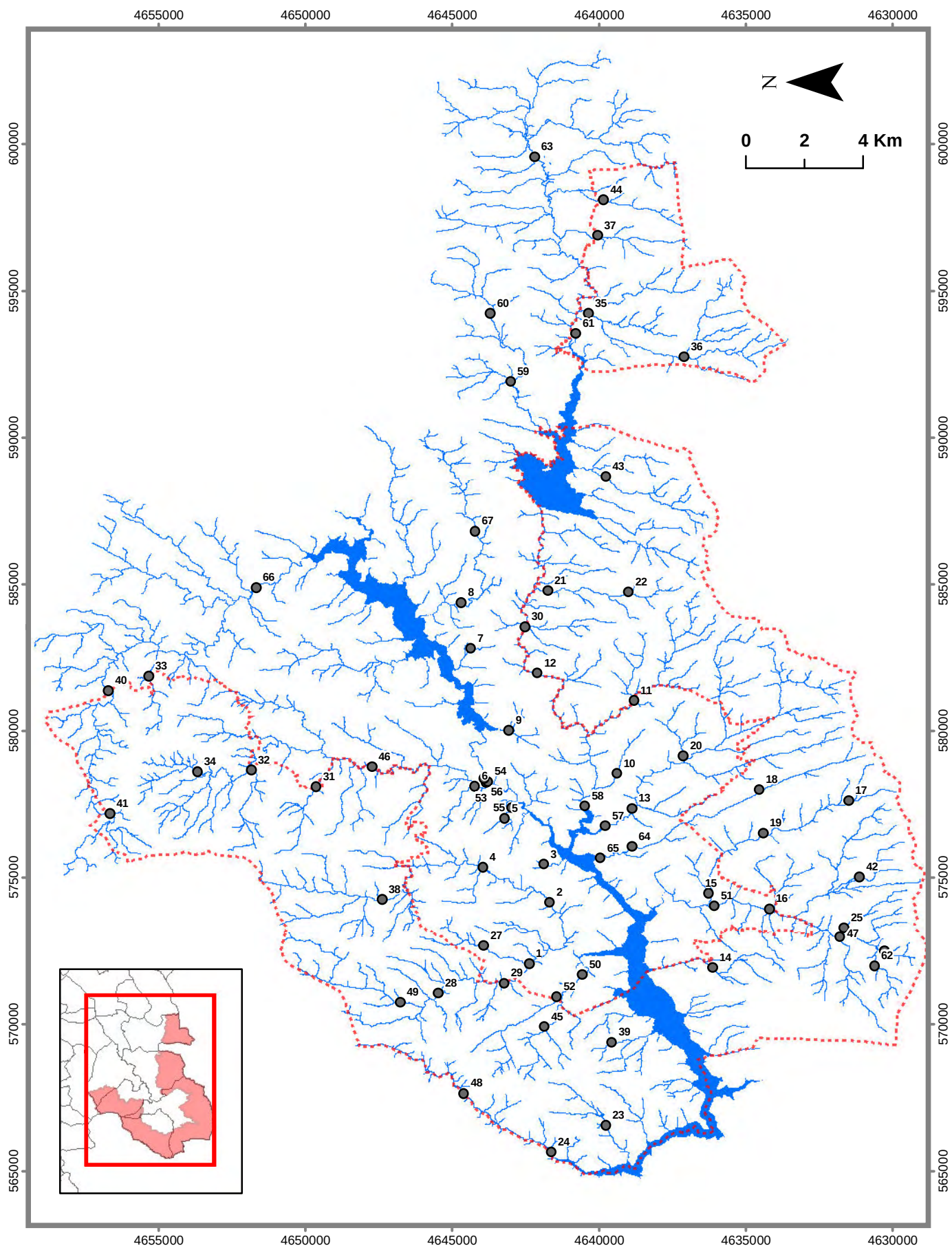
galicia

Consultor:
ATICA

Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



- Tramos mostreados
- Rede fluvial da área de estudo
- P.N. Baixa Limia-Serra do Xurés

Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia

Mapa 3. Tramos mostreados.



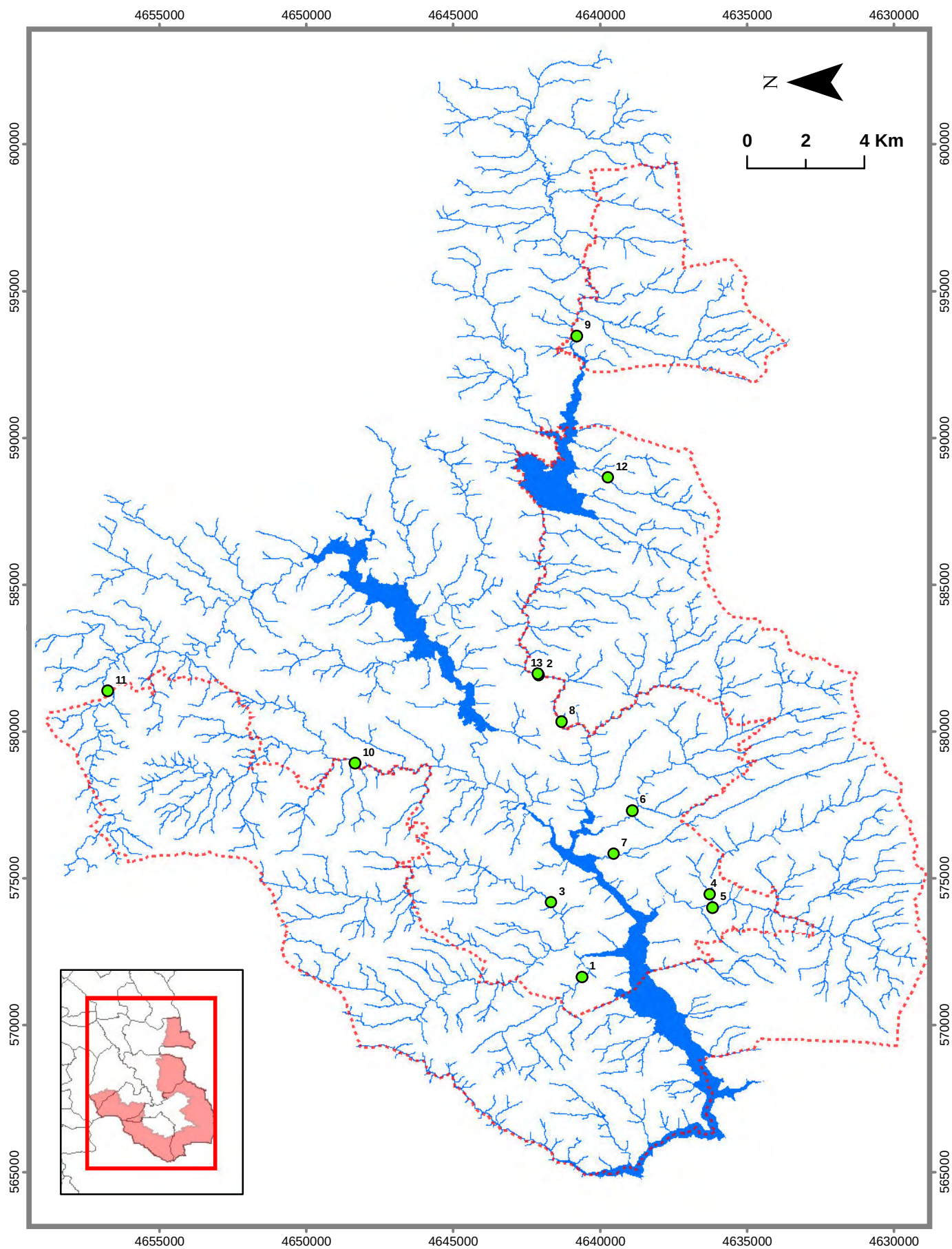
Consultor:



Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



- Cámara de fototrampeo
- Rede fluvial da área de estudo
- - - P.N. Baixa Limia-Serra do Xurés

Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacia do río Limia

Mapa 4. Estacións de fototrampeo.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERREIRO E VIVIENDA

Interreg
España - Portugal

Fronteira europea
Unión Europea

galicia

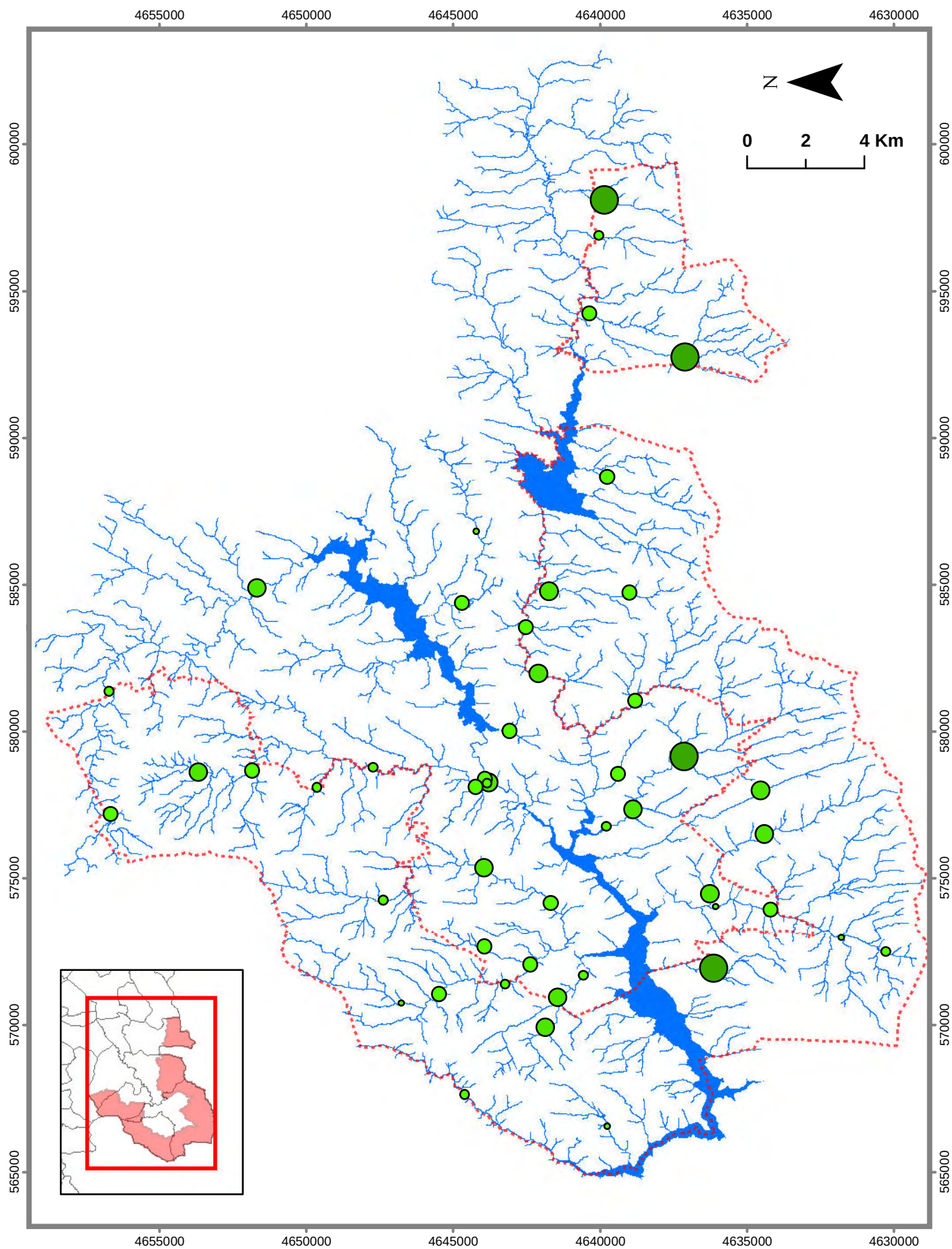
Consultor:



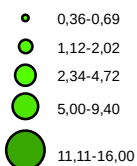
Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



Excrementos/100 m



— Rede fluvial da área de estudo
 - - - P.N. Baixa Limia-Serra do Xurés

Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacia do río Limia

Mapa 6. Abundancia de excrementos seguros de toupa de auga.

XUNTA DE GALICIA
 CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
 TERRITORIO E VIVIENDA

Interreg
 España - Portugal

Fronteira esquecida
 do Noroeste de España

galicia

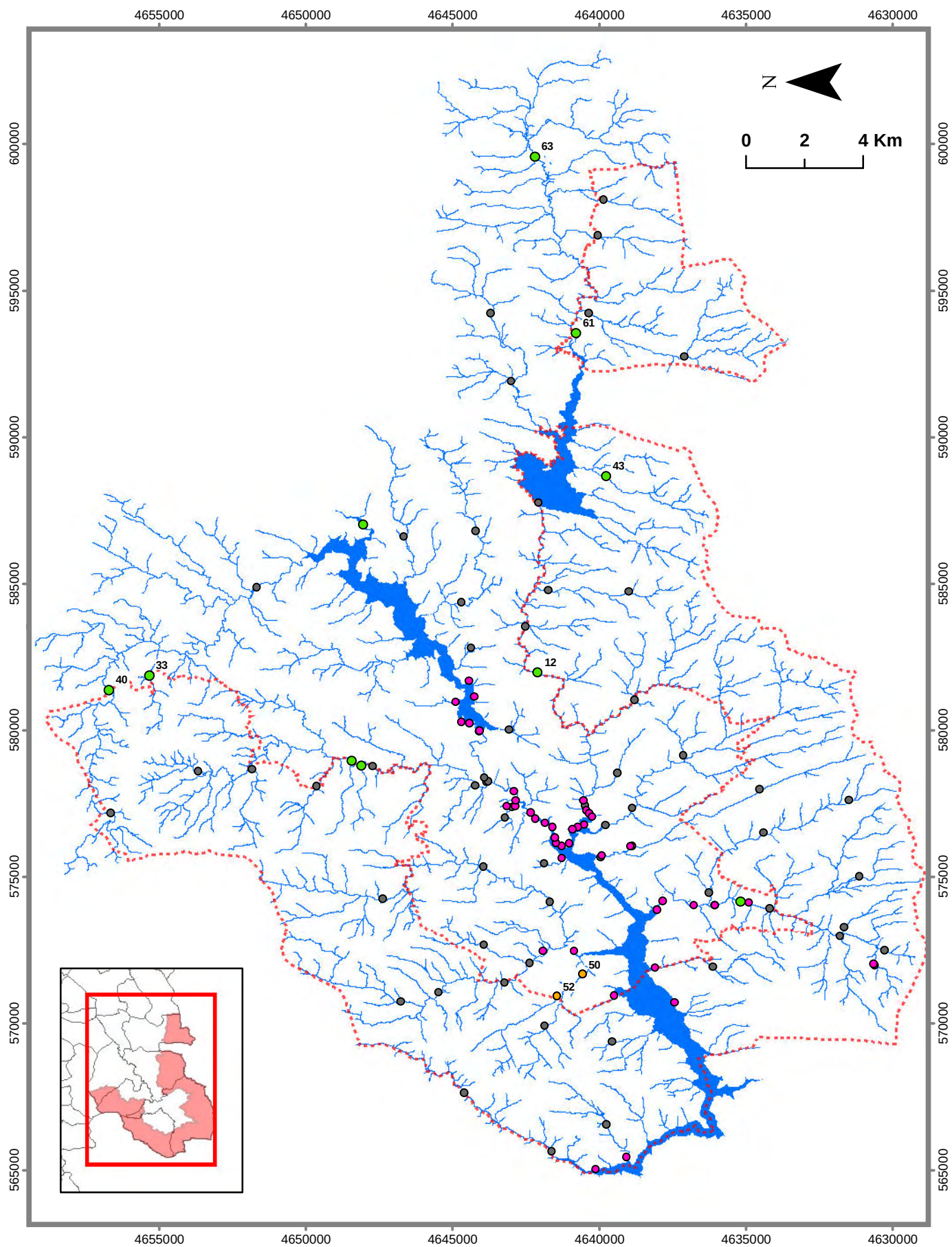
Consultor:



Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



- Confirmada
- Probable
- Outros rexistros da especie
- Non detectada
- Rede fluvial da área de estudo
- - - P.N. Baixa Limia-Serra do Xurés

Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia

Mapa 7. Presenza de visón americano en base ás mostraxes desenvolvidas e outros rexistros da especie.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERREITORIO E VIVIENDA

Interreg
España - Portugal
Fondos Europeos de Desenvolvemento Regional

Fronteira esquecida
do Noroeste de España

galicia

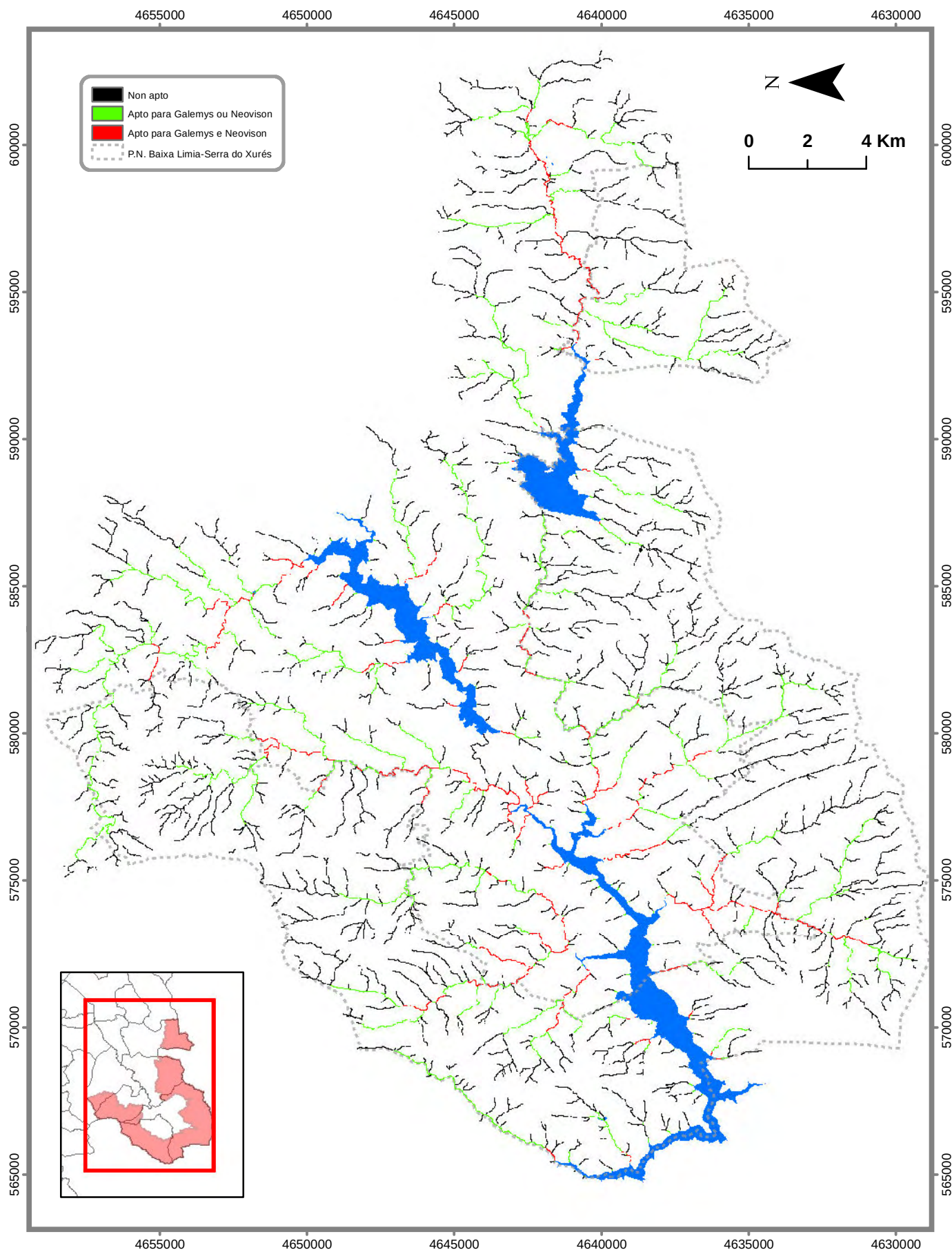
Consultor:



Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia

Mapa 8. Solapamento das áreas de distribución potencial de toupa de auga e visión americano modelizadas.



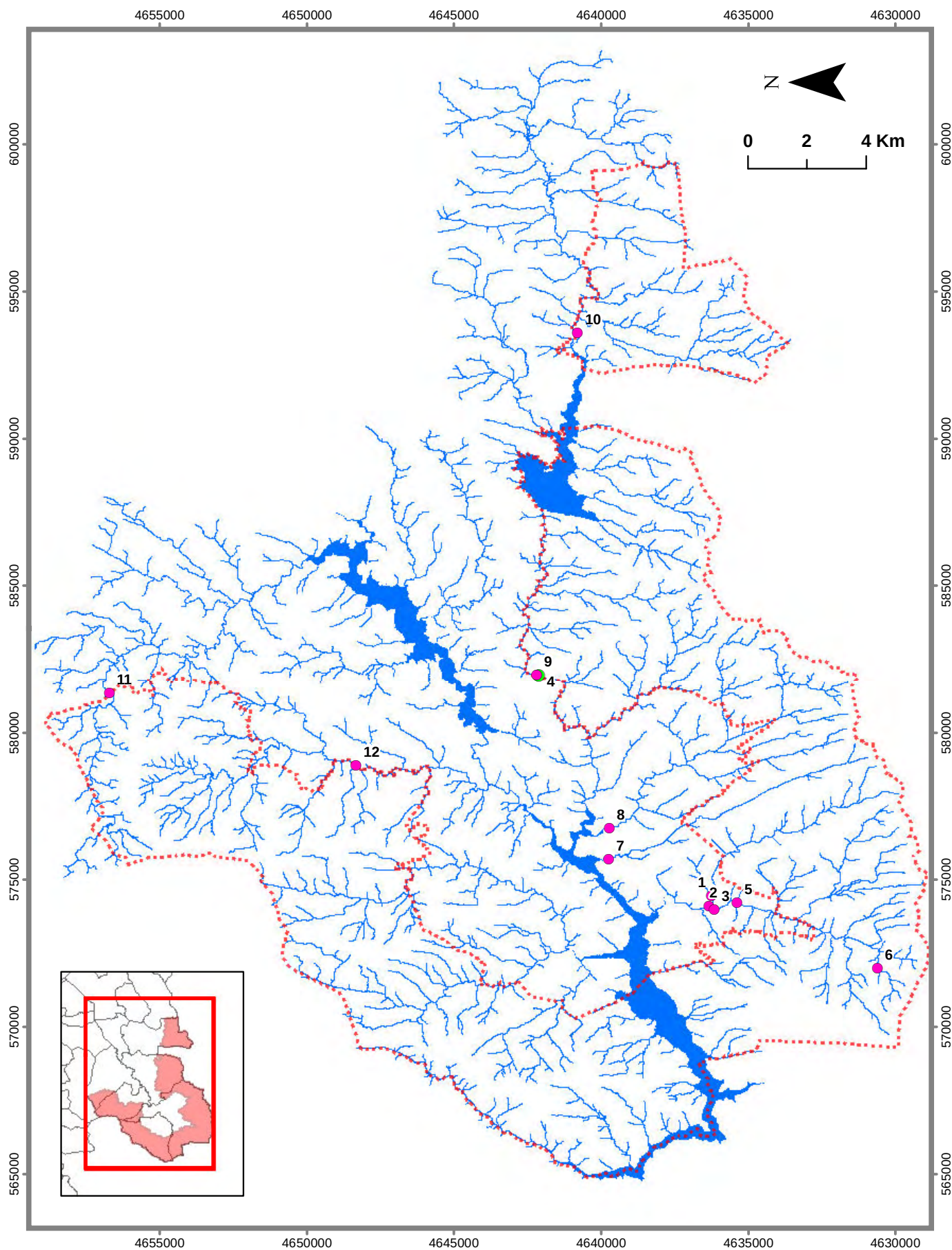
Consultor:



Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



- Trameo de mapache
- Trameo de visón americano
- Rede fluvial da área de estudo
- - - P.N. Baixa Limia-Serra do Xurés

Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia

Mapa 9. Tramos trameados para a captura de visón ou mapache.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVIENDA

Interreg
España - Portugal

Fronteira esquecida
do Noroeste de España

galicia

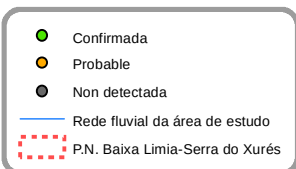
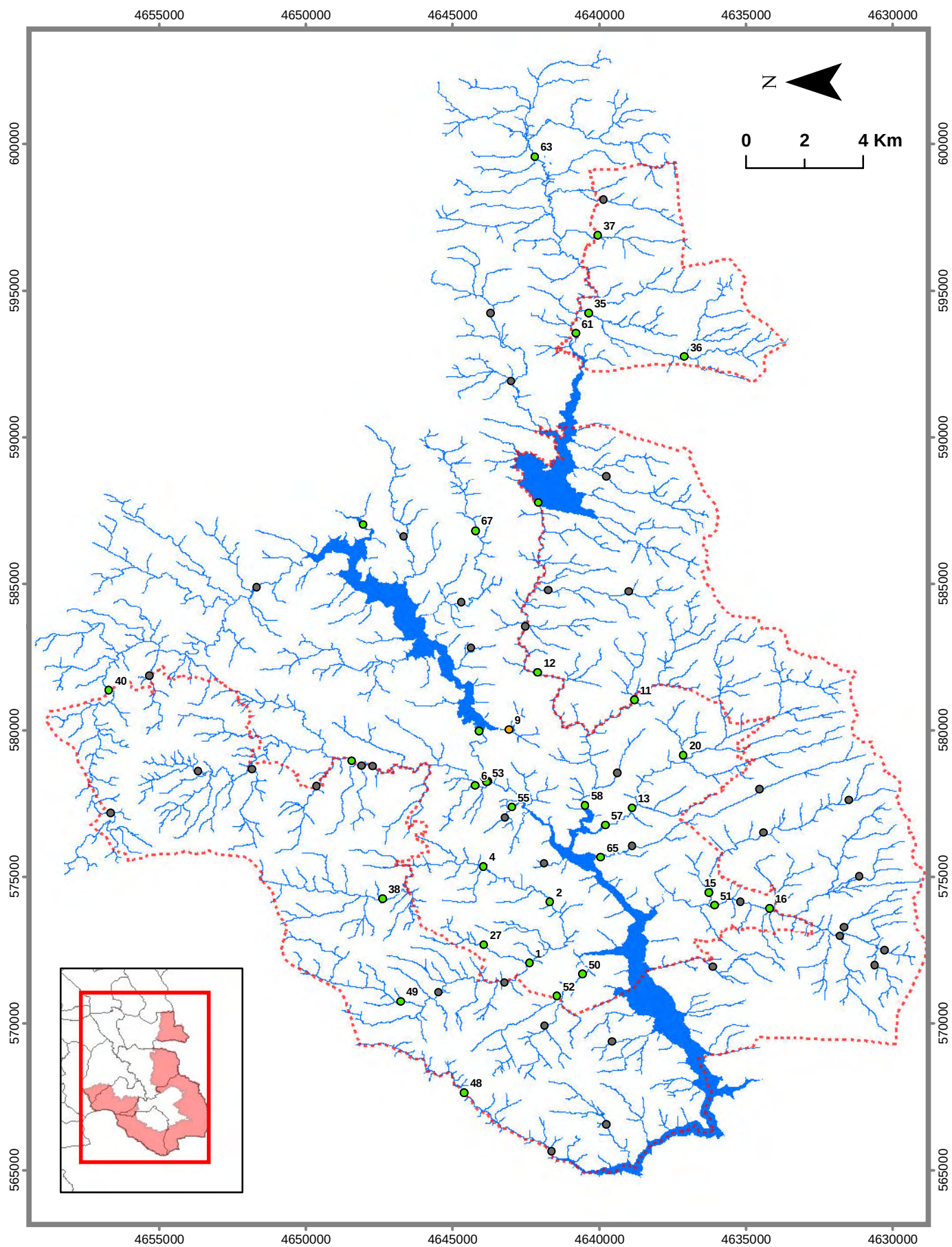
Consultor:



Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



Avaliación da presenza e proposta de medidas para a conservación da toupa de auga (*Galemys pyrenaicus*) na bacía do río Limia

Mapa 10. Presenza de lontra en base ás mostraxes desenvolvidas.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERREITÓRIO E VIVIENDA

Interreg
España - Portugal
Programa Operativo Regional de Galicia 2014-2020

Fronteira europea
Programa Operativo Regional de Galicia 2014-2020

galicia

Consultor:



Escala 1:177.000

Novembro 2020

Proxección UTM, fuso 29 Norte. Datum ETRS1989



XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE,
TERRITORIO E VIVENDA



Interreg
España - Portugal

Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvemento Regional



UNIÓN EUROPEA
UNIÃO EUROPEIA



Fronteira esquecida
Un horizonte por descubrir
Um horizonte a descobrir

galicia



Xacobeo 2021